



Kvantificering af forureningsfluxe fra en gammel losseplads til omkringliggende vandressourcer

Thomsen, Nanna Isbak; Milosevic, Nemanja; Balicki, Monika; Christensen, Mette; Bauer-Gottwein, Peter; Bjerg, Poul Løgstrup

Published in:
Vintermøde om Jord- og Grundvandsforurening

Publication date:
2011

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Thomsen, N. I., Milosevic, N., Balicki, M., Christensen, M., Bauer-Gottwein, P., & Bjerg, P. L. (2011). Kvantificering af forureningsfluxe fra en gammel losseplads til omkringliggende vandressourcer. In *Vintermøde om Jord- og Grundvandsforurening: Bind II* (pp. 161-173). ATV Jord og Grundvand.

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

VINTERMØDE OM JORD- OG GRUNDVANDSFORURENING

BIND II

Spor 3, spor 4, Spor 5

Vingstedcentret
8. - 9. marts 2011



Sekretariatsleder Lisbeth Verner
ATV-Fonden for Jord og Grundvand
Bygning 115 - Bygningstorvet - DTU
2800 Kgs. Lyngby
Telefon 45 25 21 77
E-mail: atvlv@env.dtu.dk
www.atv-jord-grundvand.dk
www.jord-grundvand.dk

Foto: Vinterlandskab fra Kædemosen, Tisvilde Hegn
Fotograf: Lone Wessel Westli, Rødgaard grafisk produktion
Tryk: Rødgaard grafisk produktion

VURDERING AF KLIMAPÅVIRKNING VED ESKEKUND LOSSEPLADS

Hydrogeolog, Ph.D. Thomas Wernberg
ALECTIA A/S

Geolog Rolf Johnsen
Ingeniør Tom Birch Hansen
Region Midtjylland

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

I forbindelse med CLIWAT, et nordeuropæisk projekt med fokus på klimaforandringerne effekt på grundvand, har Region Midtjylland i samarbejde med ALECTIA opstillet en strømningsmodel for Aarhus Ådal med fokus på forureningsspredning fra Eskelund Losseplads. Modellens formål er at vurdere spredningen af forureningskomponenter fra Eskelund losseplads i et nutidigt og fremtidigt klima. Desuden at undersøge korttids-scenarier, hvor konsekvensen af oversvømmelse fra Aarhus Å i nutid og fremtid vurderes.

Modellen er opstillet i HydroGeoSphere, en modelkode, der giver mulighed for at beregne strømning og transport i mættet og umættet zone samt på terræn.

BAGGRUND

CLIWAT er delvist finansieret af EU's regionale udviklingsfond under Interreg IVB programmet. I projektet samarbejder 16 partnere fra 4 lande gennem undersøgelser og modeller om at analysere og vurdere effekterne af fremtidens ændrede klimatiske forhold på grundvand. Man kan læse mere om CLIWAT på projektets hjemmeside /2/ og på Region Midtjyllands side /1/.



Figur 1: Oversigt over området ved Eskelund Losseplads samt nærliggende kildepladsområder til Aarhus Vand.

Området ved Eskelund i Aarhus er et af Region Midtjyllands projektområder under CLIWAT. I området har der været losseplads for Aarhus fra engang i 1930'erne til midt 1980'erne. I denne tid blev der langs åen deponeret ca. 2 mill. m³ affald på forskellige områder på de lavtliggende engområder langs åen. Affaldet er en blanding af husholdningsaffald og industriaffald. I dag fremstår området fortrinsvis som natur og i området findes en genbrugsstation.

Siden slutningen af 1980'erne er der etableret afværgeforanstaltninger for at forhindre perkolatvand i at nå til Aarhus Å samt formindske risikoen for, at perkolatvand når frem til den nærliggende Stautrup kildeplads ca. 1 km vest for lossepladsen.

Der er to store trusler mod systemet ved Eskelund Losseplads. Seneste klimascenarier fra IPCC viser, at der er risiko for vådere vintre og mere tørre somre, samt at hyppigheden af ekstreme nedbørsbegivenheder stiger.

Den første trussel er, at høj vandstand kan oversvømme de lavtliggende lossepladsnære områder ved Aarhus Å. En oversvømmelse kan forekomme som ekstrem nedbørsbegivenhed, hvor en stor vandmængde skal forlade Brabrand sø og via Aarhus Å nå udløbet i Aarhus havn. En oversvømmelse kan også forekomme ved at en høj vandstand i Aarhus havn umuliggør udløb fra Aarhus Å og i værste tilfælde presser vand tilbage gennem Aarhus å til Brabrand Sø.



Figur 2: Høj vandstand ved Genbrugsstationen ved Eskelund

Den anden trussel er, at klimaændringer betyder, at der er en forøget risiko for forurening af Stautrup kildeplads. Den forøgede grundvandsdannelse om vinteren kombineret med forøget vandindvinding kan betyde at vand spredes imod kildepladsen.

FORMÅL

Fokus for opstilling af modellen er at vurdere konsekvensen af klimatiske ændringer på udbredelsen af perkolatvand fra losseplads til grundvandet og interaktionen mellem lossepladsen og Aarhus å. Med denne undersøgelse vil det være muligt at kunne udarbejde nogle anbefalinger for fremtidig håndtering af afløb fra Aarhus Å, afværgeforanstaltninger og indvinding ved Stautrup kildeplads.

METODER

Hydrostratigrafisk model

Der er opstillet en hydrologisk strømningsmodel over området. Modellen tager udgangspunkt i en tidligere opstillet model for Aarhus Amt /3/, men er udbygget til at inkludere et større opland baseret på kendskab til grundvandspotentiale og hydrostratigrafi.

Indledningsvis er der opstillet en ny hydrostratigrafisk model over området i GeoScene3D. Denne model består af 8 forskellige hydrostratigrafiske enheder.

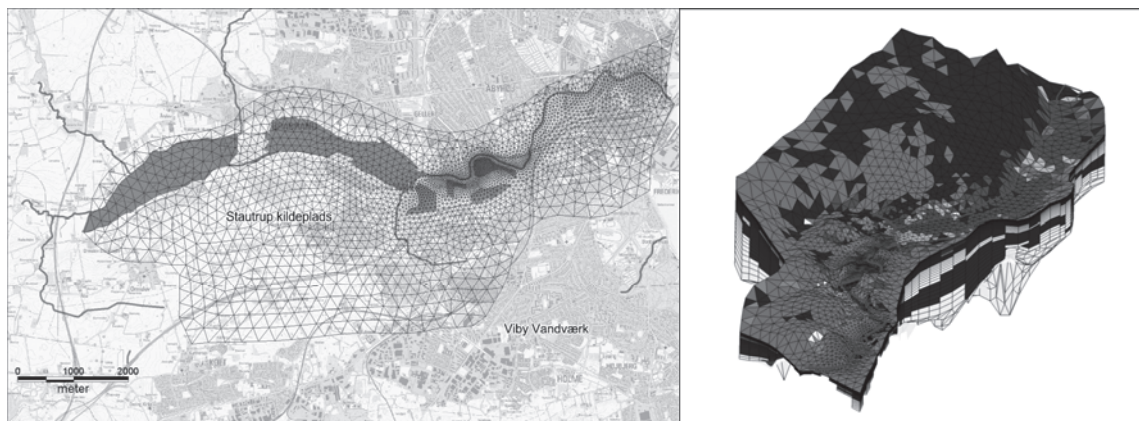
De tre øverste enheder er relateret til postglaciale aflejringer i forbindelse med Aarhus Ådalen. Umiddelbart efter afslutningen af sidste istid var området, hvor lossepladsen i dag er beliggende, en del af en fjord. I denne forbindelse blev der aflejret marint sand og grus samt gytje. Dele af lossepladsarealet blev dog udgjort af øer i fjorden og de naturlige postglaciale aflejringer er derfor fraværende her. Oven på de postglaciale aflejringer findes fyldlag, som ved lossepladsen udgør lossepladsfyld, og i de urbane områder har en karakteristisk af urbant fyld.

Under de postglaciale lag findes fire glacielle hydrostratigrafiske enheder; moræneler, øvre sand, glacielt ler samt nedre sand. Det nedre sand er i den vestlige del af modelområdet i kontakt med Miocæn sand.

HydroGeoSphere

Den hydrostratigrafiske model er herefter indarbejdet i en strømningsmodel. Som modelværktøj er benyttet HydroGeoSphere /4/ (HGS). Denne modelkode er nyudviklet i de seneste 10 år og er mht. implementeringen af processer *state of the art*. Modelkoden er stadig under udvikling men er før benyttet til belysning af klimaeffekter på strømning og stoftransport /5/.

HGS benytter *finite element* til løsning af strømnings- og transportligningerne. Strømningsdelen inkluderer fordampning /6/, mættet- og umættet strømning, dobbeltporøsitet, sprækkestrømning og overfladisk afstrømning. Som noget nyt løses alle disse processer i samme iteration. Transportdelen håndterer forskellige stoffer og inkluderer processer som omsætning og forsinkelse. Transporten beregnes samtidig med strømmingen.



Figur 3: Venstre: Modelafgrænsning med modelelementer. Tredimensionel afbildning af modelopsætning med modellens hydrostratigrafi.

HGS er et stærkt værktøj til håndtering af strømning og transport mellem overfladevand og grundvand. Man skal dog være opmærksom på at modelopstilling sker uden brugerflade, idet HGS benytter et scriptlignende sprog, samt at modelkoden er meget beregningsstung, specielt når strømning i umættet zone skal beregnes.

Strømningsmodel

Den hydrostratigrafiske model er indlagt i strømningsmodellen som voxler med størst detaljeringsgrad i den terrænnære del. Modellen består af 30 lag. I modellens yderområder er elementstørrelsen 150 meter, mens elementstørrelsen er ned til 10 meter i det centrale område ved lossepladsområdet samt Aarhus Å.

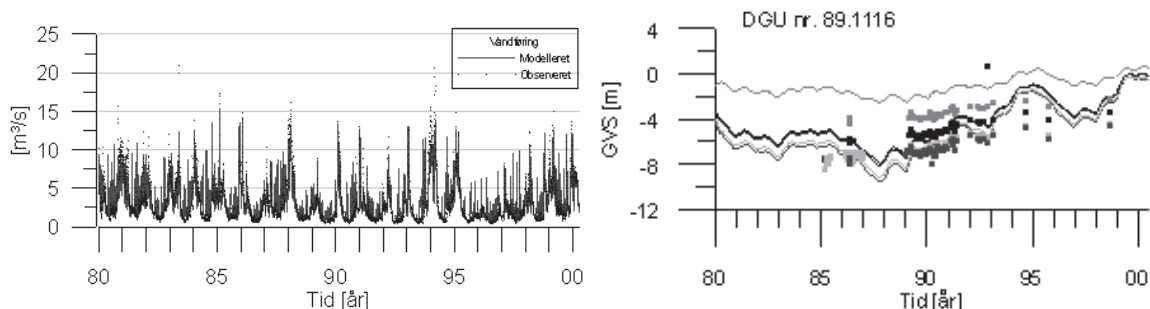
Modelopstilling

Modellen er opstillet for perioden 1980 - 2010. Nedbør fra DMI klimagrid, samt fordampning fra Ødum er benyttet. Jordbundskort og (AIS) arealanvendelse er benyttet til opsætning af modellens klimadel. Standard DK jorde fra DAISY opsætningen /7/ er benyttet til input for strømning i den umættede zone, Indvindingsdata fra Jupiter suppleret med boringsspecifik

indvinding fra Aarhus Vand A/S samt SRO data fra regionens afværgeforanstaltninger er indlagt i modellen. Drænsystem til afværge af perkolat ved Eskelund og Rugholm er indlagt som horisontale 1-dimensionale elementer og fungerer herved som aktive dræn under afværge og passive dræn hvis der ingen oppumpning finder sted.

Modelkalibrering

Modellen er kalibreret med PEST i perioden 1991-1999. Fokus for kalibreringen har været at få optimeret modellens hydrauliske parametre (hydraulisk ledningsevne og magasintal / specifik ydelse) specielt i lossepladsområdet og specielt få de observerede gradienter i lossepladsområdet beregnet korrekt. Kalibreringen har herved haft to delmål. Dels at opstille en repræsentativ model over et større område mht. trykniveau og vandbalance og dels at resultere i en lokalmodel i lossepladsområdet, hvor lokale strømningsforhold også er korrekte. **Figur 4** viser modelleret og beregnet afstrømning ved Aarhus Å samt eksempel på beregnet og observeret potentiale i en boring med mange indtag ved Eskelund. Modellen viser en god dynamik og vandbalance.



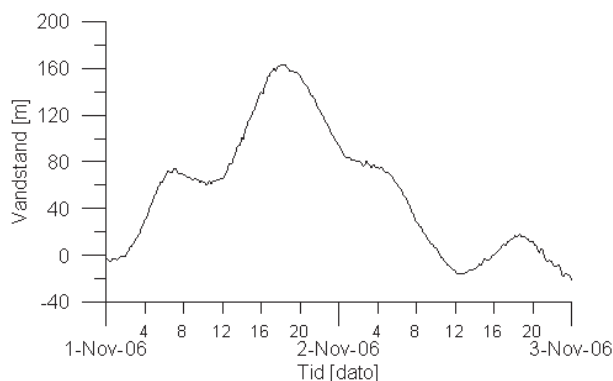
Figur 4: Beregnet og observeret vandføring i Aarhus Å nedstrøms for Brabrand Sø for perioden 1980-1999 (venstre), samt potentiale for boring DGU nr. 89.1116 ved i Eskelund (højre).

RESULTATER

Stoftransport og oversvømmelse

Der er foretaget stoftransportscenarier på modellen. Der benyttes et konservativt stof med en koncentration på 1000 mg/l. Dette svarer til den koncentration af klorid, som man ofte finder under Eskelund Losseplads. Stofkoncentrationen er konstant tilført det vand som passerer lossepladsfyld, som en fasthold koncentrationsrandbetingelse.

Udover det konservative stof er der udarbejdet et oversvømmelsesscenarie. Oversvømmelsen tager udgangspunkt i en ekstremhændelse fra november 2006. En lavtrykspassage giver storm fra nord, hvorved vand presses ind i Kattegat.

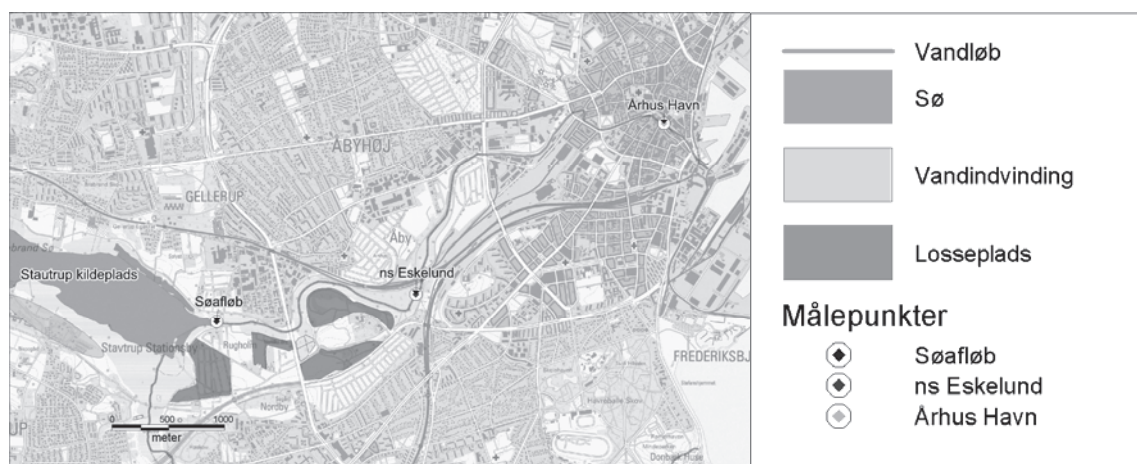


Figur 5: Tidsserie for vandstand i Aarhus Havn 1. november 2006. (Kilde: DMI).

Vandstanden i Aarhus Havn blev målt til 172 cm. Dette svarer til en 114 års hændelse. **Figur 5** viser vandstanden for denne begivenhed.

Der er udarbejdet et scenarie (1), hvor oversvømmelsen foregår ved nutidigt havvandsspejl og et fremtidig scenarium (2), hvor havvandsspejlet antages at være 0.75 m højere, svarende til en vandspejlsstigning under IPCC-klimascenarium A2. Alle andre forhold er identiske, og der benyttes en 40 års stofudbredelse som startbetingelse for alle beregninger.

I scenariet observeres vandføring, vandspejl og koncentration i Aarhus Å ved tre positioner: umiddelbart ved udløb fra Brabrand Sø, umiddelbart nedstrøms for Eskelund Losseplads og ved Aarhus Havn. Figur 6 viser placeringen af observationspunkter.



Figur 6: Oversigt over målepunkter for oversvømmelsesscenarierne.

Figur 7 viser resultatet af oversvømmelsesscenarierne.

Vandstand

Vandstanden ved Aarhus Havn følger **Figur 5**, og man kan se, at der opstrøms i Aarhus Å også sker en stigning i vandstanden, mens der ved Brabrand Sø i det nutidige scenarie ses en ubetydelig påvirkning. I fremtidsscenariet observeres en vandstandsstigning på under 10 cm.

Vandføring

Vandføringen er også berørt. I nutidsscenariet går vandføringen i stå ved Eskelund går og ved Brabrand Sø reduceres vandføringen fra 3.5 m³/s til 2 m³/s på grund af den høje vandstand i havnen. I fremtidsscenariet ændres vandføringen, således at der strømmer op mod 12 m³/s ind i Brabrand Sø. Den modsatrettede strømning varer ca. ½ dag.

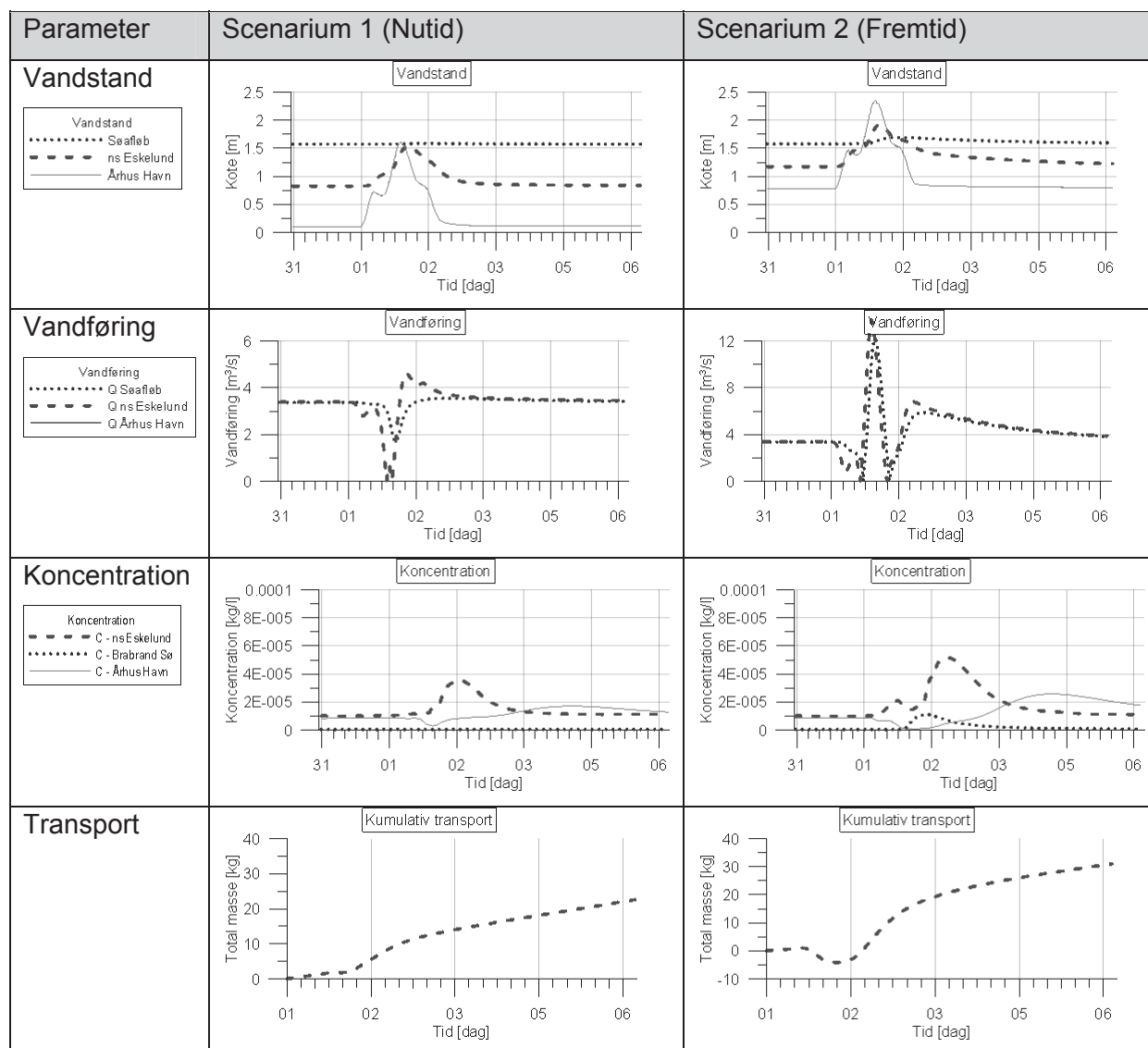
Koncentration

Koncentrationen af perkolatvand i Aarhus Å når nedstrøms for Eskelund i nutidsscenariet en maksimal værdi på 37 mg/l, mens fremtidens oversvømmelsesscenarium giver en værdi på ca. 50 mg/l. Såfremt man betragter klorid fra perkolatvandet er dette i samme størrelsesorden som baggrundsværdien fra Brabrand Sø. Her vil oversvømmelsessituationen give en forøgelse af transporten af perkolat på 35 %. Forøgelsen er dels et resultat af, at et større

areal er oversvømmet, men også et resultat af, at det samme vandvolumen strømmer forbi udstrømningsområdet ved Eskelund flere gange på grund af, at strømmingen vender.

Beregner man den samlede transport af perkolatvand (initialkoncentration på 1000 mg/l) ud gennem Aarhus Å under hensynstagen til modsatrettet strømning får man, at der under nutidig oversvømmelse over 6 dage sker en transport på ca. 4.2 kg/dag mens der i fremtiden vil ske en transport på ca. 5.8 kg/dag. Uden oversvømmelse viser modelberegninger at transporten er ca. 2.5 kg/dag. Oversvømmelsens størrelse har derved betydning for mobiliseringen af forurenende stoffer i lossepladsperkolatet. Der mangler en vurdering for miljøfremmede stoffer og en vurdering af betydningen for den mikrobiologiske vandkvalitet i åen og Århus Havn.

Der er desuden foretaget beregninger med og uden aktivering af afværgeforanstaltninger, og forskellen i resultaterne her er ikke signifikante.



Figur 7: Vandstand, vandføring, koncentration og transport for nutid og fremtid.

Langtidsudvikling

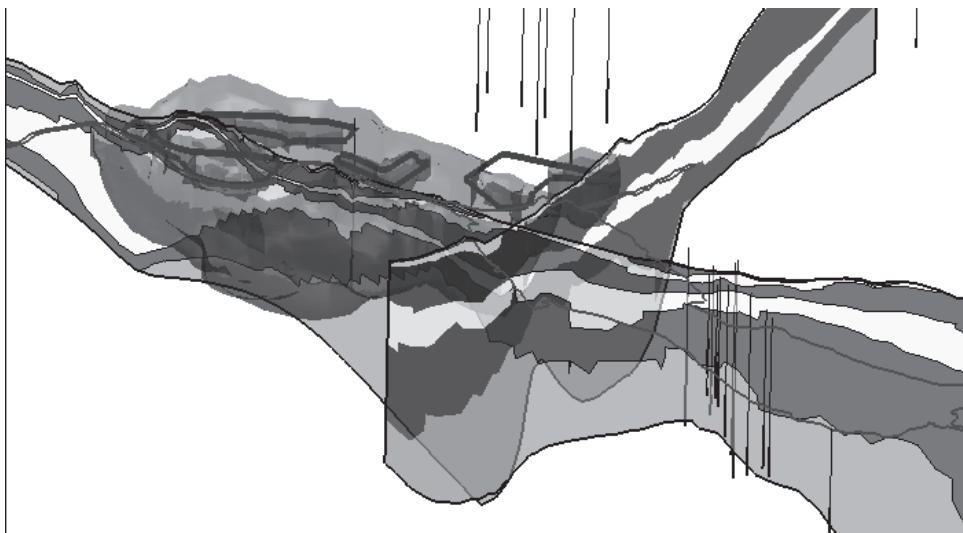
Der er foretaget klimascenarier på modellen under forskellige forhold for at få forureningens tidslige udvikling kortlagt. Scenarierne udspænder tidsrummet 1980-2100. Der er foretaget en forward beregning af modellen med aktuelt klima og A2 klima scenarium. Der benyttes en månedlig Delta-transfer funktion for nedbør og potentiel fordampning efter /9/. **Tabel 1** viser den månedlige korrektion.

Tabel 1: Månedlige Delta Transfer funktion for Nedbør og potentiel fordampning benyttet til A2 scenariet, 2070-2100. Efter /9/

	Jan	Feb	Mar	Apr	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec
Nedbør	1.49	1.51	1.24	0.95	0.99	1.02	0.92	0.63	0.73	1.20	1.13	1.30
E _{pot}	1.78	1.33	1.09	1.15	1.09	1.11	1.13	1.28	1.33	1.23	1.62	1.64

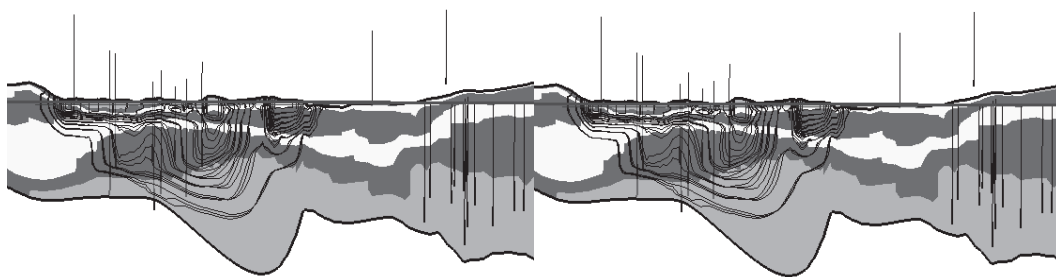
Der er foretaget scenarieberegninger for forskellige situationer såsom ændringer i afværgeforanstaltninger, ændringer i indvinding ved Stautrup kildeplads og resultaterne er herefter sammenlignet.

Figur 8 viser en figur over udbredelsen af perkolatvand om 100 år ved normalt klima. Til højre på figuren ses indvindingsboringerne til Stautrup kildeplads og forureningen ses som en skygge i tre dimensioner til venstre på figuren. Sandede hydrostratigrafiske lag fremstår med lys grå tone, mens mørkegrå nuancer angiver lerede sedimenter. Man fornemmer på figuren at udbredelsen af perkolatvand er et kompliceret samspil mellem lokale strømningsforhold ved lossepladsen og regional strømning i ådalen.



Figur 8: Tredimensionelt plot set mod sydøst visende hydrostratigrafi, vandindvindingsboringer samt udbredelse af perkolatvand.

De regionale strømningsforhold har meget stor betydning for afgrænsningen af perkolatvandet udbredelse. Figur 9 viser profiler med isokoncentrationer for perkolatvand i et profilsnit gennem losseplads og Stautrup kildeplads. Venstre figur viser forholdene for nutidigt klima og højre figur viser situationen ved A2 klimascenariet. Der forekommer i begge scenarier perkolatvand i det dybe magasin, men det når ikke indvindingsboringerne ved Stautrup kildeplads. De to situationer er nær identiske. Isolinjerne ligger i tripletter, hvilket skyldes at der er lavet et udtræk for 25, 50 og 100 år. Disse linjer viser at der stort ikke forekommer nogen udvikling i udbredelsen af perkolat fra lossepladsen, og at forureningen er låst i en større regional strømning/stagnation.



Figur 9: Profiler (vest-øst) med koncentration isolinjer af perkolatvand for nutidigt klima (venstre) og A2 klima (højre) efter 25, 50 og 100 år set mod syd gennem profilsnit gennem losseplads og Stautrup kildeplads (indvindingsboringer ses til højre på figurerne).

DISKUSSION

Geologisk usikkerhed

De hydrogeologiske forhold ved Eskelund karakteriseres usikkerheder omkring kontakten mellem sandmagasinet under Eskelund Losseplads og det primære grundvandsmagasin med drikkevandsinteresser, samt lokale hydrogeologiske forhold under lossepladsen. Mange borer og samt geofysiske undersøgelser har forbedret dette betydeligt, men der er stadig usikkerheder. Hydraulisk kontakt mellem magasinerne imellem har ikke med sikkerhed kunne af- eller bekræftes med geofysiske undersøgelser eller prøvepumpeforsøg, og er derfor en usikkerhedsfaktor. Der er i denne henseende taget udgangspunkt i en situation, hvor der netop er god kontakt, hvilket anses som en *worst case situation* i forhold til risiko for forurening af det primære magasin.

De lokale hydrogeologiske forhold er styret af de heterogeniteter som forekommer lokalt ved Eskelund, hvor lokale variationer i glaciære og postglaciære sedimenter (gytje og marint sand) har stor betydning for de lokale strømningsforhold. I en større hydrostratigrafisk model kan man antageligt få en korrekt vandmængde til at strømme ud i Aarhus Å, men det er usikkert hvor denne udstrømning præcis foregår, da strømningen er styret af disse heterogeniteter. Man kan se områder langs åbrinken, hvor der åbenlyst foregår udstrømning, eksempelvis områder med vandudstrømning trods frostgrader, mens andre strækninger er frosset til og derved indikerer at der ingen udstrømning sker. For strømningsdelen er dette ikke så betydeligt, idet vandbalancen er upåvirket, men for transportdelen i modelleringen er dette en yderligere usikkerhed.

Udbredelsen af perkolatvand under lossepladsen er styret af det regionale strømningsmønster. En hydraulisk barriere af palæogent ler eksisterer nær terræn under Aarhus by, og vand kan derfor kun drænes ved lækage til Aarhus Å. Dette betyder at der under det lokale magasin ved Eskelund eksisterer et større regionalt strømningsystem, som fortynder forureningen. Perkolatvand som når ned i det dybe magasin "opsamles" her af vand som har udstrømning til Aarhus Å øst for lossepladsområdet. Ændringer i oppumpningen vil ændre dette mønster og kunne påvirke udbredelsen af perkolatet.



Figur 10: Avisudklip, Jyllandsposten 08.04.09

Omvendt viser korttidsscenarierne at oversvømmelse kan betyde mobilisering af perkolat og forøget transport til Aarhus Å. Vand oversvømmer de lavest liggende områder og en forøget strømning af perkolatvand finder sted. Når vandet igen trækker sig tilbage til normal vandstand, vil der over et stykke tid ske en forøget udstrømning af forurenede vand til Aarhus Å. For at undgå oversvømmelse af Aarhus Å fra havet har man i Aarhus Byråd i efteråret 2010 besluttet at bygge en sluse ved Aarhus Havn. En sluse vil sikre, at der ikke forekommer oversvømmelse fra havet i fremtiden. (Figur 10).

Som modelværktøj er HGS meget velegnet til at løse denne type opgaver, men er også begrænset af en modelkode som er meget tung, når alle modelprocesser benyttes samtidigt. Det er dog et redskab, som er velegnet til større forureningsundersøgelser, hvor både strømnings- og transportprocesser skal undersøges.

KONKLUSIONER

Der er opstillet en strømningsmodel for Aarhus Ådal / Eskelund Losseplads med henblik på at vurdere klimatiske konsekvenser af forurening fra lossepladsen i nutid og fremtid. Der er gennemført en række scenarieberegninger ved hjælp af modellen til at belyse spredning fra lossepladsen i et nutidigt og fremtidigt klima.

Oversvømmelse på grund af høj vandstand kan oversvømme lossepladsen. Scenarier med konservative tracere viser at oversvømmelserne øger koncentrationen af forurening i Aarhus Å.

På grund af regionale strømningsforhold, med en stor transport af grundvand fra den vestlige del af dalen imod øst, fastholdes udbredelsen af forureningen fra lossepladsen i et nutidigt og fremtidigt klima.

Tak til

Thue Weel Jensen & Ole Kloster Jacobsen, ALECTIA A/S

REFERENCER

- /1/ <http://www.regionmidtjylland.dk/regional+udvikling/energi+og+klima/cliwat>
- /2/ <http://www.cliwat.eu/>
- /3/ Aarhus Amt (2002): Grundvandsmodel ved Eskelund. Af Watertech
- /4/ Therrien, C R., E.A. Sudicky, R.G. McLaren (2010): HydroGeoSphere - A Three-dimensional Numerical Model Describing Fully-integrated Subsurface and Surface Flow and Solute Transport
- /5/ Pascal Goderniaux a,b, Serge Brouyère a, Hayley J. Fowler c, Stephen Blenkinsop c, René Therrien d, Philippe Orban a & Alain Dassargues (2009): Large scale surface–subsurface hydrological model to assess climate change impacts on groundwater reserves. *Journal of Hydrology* 373 (2009) 122–138.
- /6/ Kristensen, K.J. and S.E. Jensen. (1975): A model for estimating actual evapotranspiration from potential evapotranspiration. *Nordic Hydrol.*, 6:170-88.
- /7/ Styczen, M., Hansen, S, Jensen, L. S., Svendsen, H., Abrahamsen, P., Børgesen, C. D., Thirup, C. & Østergaard, H. S. (2004): Standardopstillinger til Daisy-modellen. Vejledning og baggrund. Version 1.0, december 2004. DHI Institut for Vand og Miljø. 60 pp
- /8/ Aarhus Amt (2005): Aarhus Syd indsatsplanlægning, Hydrogeologisk og Numerisk Model, af DHI.
- /9/ van Roosmalen, L., BSB Christensen, and T. Sonnenborg.(2007): Regional differences in climate change impacts on groundwater and stream discharge in Denmark. *Vadose Zone J.* 6:554–571

DE HYDROLOGISKE FORUDSÆTNINGER FOR LAR - GRUNDVAND SOM EN BEGRÆNSENDE FAKTOR

Hydrolog, ph.d. Jan Jeppesen
ALECTIA A/S

Lektor, ph.d. Steen Christensen
Geologisk Institut, Århus Universitet

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

Der er udviklet et nyt modelkoncept til beskrivelse af alle væsentlige vandstrømme i urbane områder på bydels- og by-skala. Modellen er brugt til at belyse scenarier vedrørende lokal afledning af regnvand i den vestlige del af København med henblik på at imødegå urbane problemstillinger omkring manglende kloakkapacitet ved store nedbørshændelser. Scenarieberegningerne viser, at kun begrænsede mængder af regnvand kan nedsives af hensyn til det øverste terrænnære grundvandsspejl. Derved er det påkrævet at fordampe eller midlertidigt tilbageholde store mængder regnvand for at undgå overløb fra kloakkerne.

INDLEDNING OG BAGGRUND

Kloaksystemerne har ikke kapacitet til at imødekomme de fremtidige klimaændringer. Der foreligger to løsninger: (1) den traditionelle, hvor kloakkerne og regnvandsbassinerne udbygges til større dimensioner og (2) den alternative LAR-metode, hvor regnvandet håndteres lokalt.

Ved LAR håndteres regnvandet lokalt ved nedsivning, fordampning, forsinkelse eller opsamling i stedet for ved direkte afledning til kloakken. Nedsivning af regnvand via faskiner har traditionelt været synonym med LAR. Der eksisterer imidlertid mange andre LAR-elementer, der i forskellig grad baserer sig på nedsivning, fordampning og forsinkelse.

I valget af den optimale løsning for afvandingen af byen kræves en analyse af det hydrologiske vandkredsløb i byen før og efter implementering af LAR – en analyse det nu er muligt at foretage med en ny urban vandkredsløbsmodel.

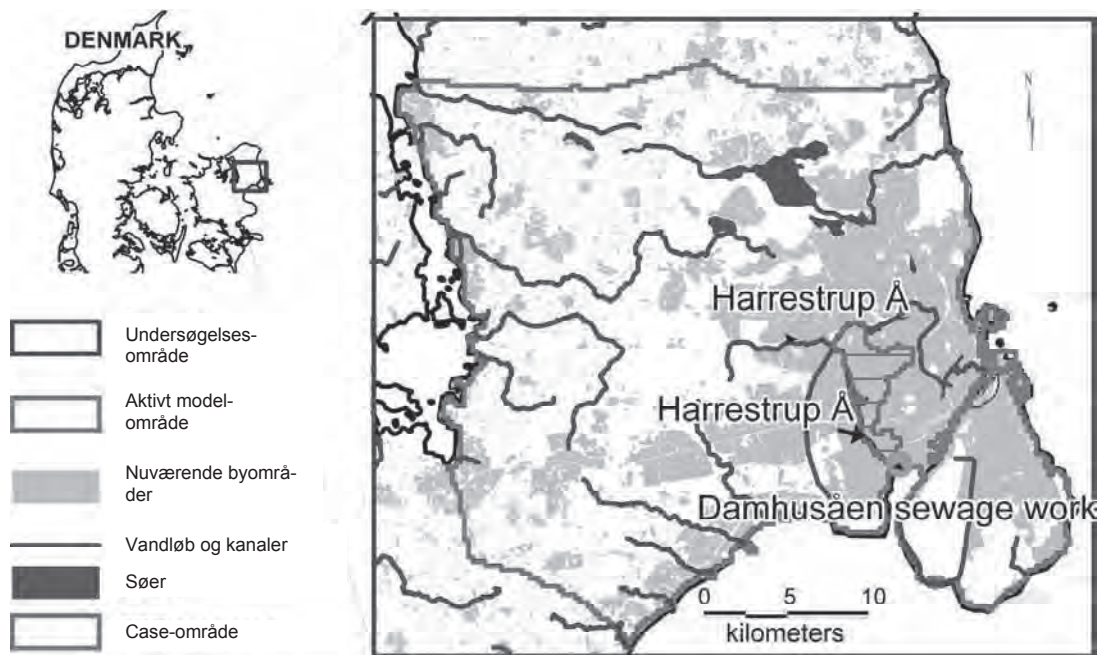
FORMÅL

Modellen, der er udviklet i forskningsprojektet 2BG (www.2bg.dk), er demonstreret på københavnsområdet (976 km²) med det formål at analysere de hydrologiske muligheder for at anvende LAR indenfor et 15 km² stort case-område i et delopland til Harrestrup Å (Figur 1). Deloplandet har en gennemsnitlig afløbskoefficient på 0,4 og er i dag baseret på et fælleskloaksystem, der afdræner til Damhusåens Renseanlæg (Figur 1). Harrestrup Å modtager imidlertid hyppigt overløb fra kloakkerne i forbindelse med større regnskyl, hvilket forringer vandkvaliteten i recipienten og ved Kalveboderne.

Formålet med studiet er at analysere muligheden for at reducere antallet af overløb til Harrestrup Å til mindre end 20 pr. år ved anvendelse af LAR i case-området. Københavns Energi har som input til studiet skønnet, at 60% af de befæstede arealer skal afkobles kloakkerne i case-området for at opfylde denne målsætning.

Modellen er benyttet til at simulere vandkredsløbet i deloplandet for perioden 1961-2003 i et 60%-afkoblingsscenario, hvor de befæstede arealer afkobles kloakkerne og regnafstrømningen i stedet ledes til vandløb og følgende LAR-elementer: infiltrationsrender, wadi-infiltrationsrender, grønne tage, infiltrationsarealer og regnvandstanke.

Fordelingen af LAR-elementer indenfor oplandet i afkoblingsscenarioet blev bestemt i samarbejde med en byplanlægger.



Figur 1: Kort over Københavnsområdet der viser modelranden, vandløb og søer, byområder og fokusområdet som undersøges mht. vandbalance.

METODE

Den urbane hydrologiske vandkredsløbsmodel

Den urbane hydrologiske vandkredsløbsmodel simulerer vandkredsløbet i form af rodzone vandbalance, vandforsyning, spildevand, regnafstrømning, grundvandsstrømning, LAR-elementer og interaktionen mellem disse subsystemer.

Den urbane hydrologiske model består af tre delmodeller, der anvendes i rækkefølge: 1) en rodzone model, 2) et grid-distribueringsværktøj og 3) en grundvandsmodel. LAR-modulerne er integreret i både grid-distribueringsværktøjet og i grundvandsmodellen.

Delmodel 1 består af Daisy modellen (/9/), som simulerer en-dimensional rodzonevandbalance på daglig basis for relevante kombinationer af jordtyper, arealanvendelser og klimazoner.

Delmodel 2 er grid-distribueringsværktøjet, som: 1) distribuerer nedsivningsresultaterne fra delmodel 1 til det numeriske modelgrid, der anvendes i grundvandsmodellen (delmodel 3), 2) distribuerer vandstrømme relateret til vandforsyning til modelceller i byområder, 3) beregner regnafstrømning fra befæstede arealer, 4) inkluderer nogle LAR-moduler (diskuteres senere) og 5) fungerer som en præ-processer for grundvandsmodellen.

Kernen i den hydrologiske vandkredsløbsmodel udgøres af delmodel 3, som er en modificeret MODFLOW-2000 grundvandsmodel (/8/), der virker på følgende måde: en modificeret LPF-package (/5/, /6/) benyttes som "internal" flow pakke (modificeret til at håndtere problemet med "tørre" celler i MODFLOW); fastholdte trykniveauceller simulerer udvekslingen med havet; Recharge Package (/1/) simulerer input i form af nedsivning (fra regnvand); Well

Package (/1/) simulerer grundvandsindvinding; SFR1-package (/2/) sammen med LAK3-package (/3/) simulerer grundvandsudveksling med vandløb, søer og vådområder; Drain Package (/1/) simulerer udstrømning til dræn, der bidrager til enten vandløb eller renseanlæg (sidstnævnte for byområder med fælles kloaksystemer); Selected Flow Integration Package (/6/) akkumulerer drænafstrømningen i brugerspecificerede oplande (zoner) og tilføjer disse strømningsbidrag til specificerede vandløbssegmenter eller søer i løsningsiterationerne i MODFLOW; Water Mains Leakage Package (/6/) simulerer udsivning fra utætte vandforsyningsledninger; og Sewer Package (/6/) simulerer interaktionen mellem utætte kloakker og grundvand.

LAR-moduler:

Følgende 5 LAR-elementer er repræsenteret som moduler i den urbane hydrologiske model: infiltrationsrender, infiltrationsarealer, grønne tage, wadi-infiltrationsrender og regnvands-tanke. Infiltrationsrenden (og rende-delen af wadi-infiltrationsrenden) er integreret i MODFLOW, mens de resterende modeller er implementeret i griddistribueringsværktøjet. Her følger et kort resume af modelprincipperne.

Infiltrationsrende-modellen har til formål at simulere infiltration af regnvand og dræning af grundvand på kort og lang tidsskala. Det antages, at infiltrationsrenden kan approximeres ved et rektangulært ikke-lineært reservoir med input af regnvand, overløb til et dræn og en Darcy-type udveksling af vand mellem renden og grundvandssystemet. For hvert MODFLOW tidsskridt er inputtet af regnafstrømning specificeret i individuelle beregningstidsskridt i infiltrationsrende-modellen. For hvert tidsskridt i infiltrationsrende-modellen beregnes lækagen mellem renden og grundvandssystemet på baggrund af det hydrauliske trykniveau, som beregnes af MODFLOW i det tilsvarende MODFLOW tidsskridt. Dette sikrer en tilfredsstillende simulering af den hyppigt forekommende situation, hvor vandspejlet i renden fluktuerer mere og hurtigere end grundvandsstanden.

Vandbalancen for infiltrationarealer er simuleret ved at betragte rodzonen som et reservoir, hvor inputtet udgøres af regnafstrømning og direkte nedbør, mens outputtet er grundvandsdannelse og fordampning. Rodzone-kapaciteten repræsenterer den samlede mængde vand til rådighed for evapotranspiration. Beregningen af den aktuelle evapotranspiration er baseret på en simpel sammenhæng mellem vandindhold i reservoiret og reference evapotranspirationen. Princippet er baseret på evapotranspiration modellen, som er beskrevet i /7/.

Princippet bag simulering af infiltrationsarealer er også anvendt for grønne tage. I stedet for at simulere nedsivning og evapotranspiration fra infiltrationsarealer, beskriver modellen for grønne tage fordampning henholdsvis afstrømning til kloak fra tagets vækstmedie.

Wadi-infiltrationsrenden er simuleret ved at kombinere en wadi-model med den tidligere beskrevne infiltrationsrende-model. Vandbalancen for wadien beskrives ved at skelne mellem situationer med frit vandspejl i wadien eller ej. Input er direkte nedbør og regnafstrømning. I situationer med frit vandspejl i wadien er output lækage gennem det aktive jordlag, reference fordampning og, hvis wadien er overbelastet, overløb til den underliggende infiltrationsrende. Hvis wadien ikke kan opretholde et frit vandspejl varierer vandindholdet i det aktive jordlag (mellem wadien og infiltrationsrenden) som funktion af den aktuelle evapotranspiration (hvilket simuleres efter samme princip som for infiltrations-arealer).

Regnvandstanke simuleres ved at opdatere et tank-volumen med input af regnafstrømning og output til vandforbrug (f. eks. til toiletskyl og vaskemaskine) og til et eventuelt overløb, hvis tanken er overbelastet.

Modelopsætning

En syv lags hydrogeologisk model er anvendt som basis for MODFLOW modellen. Lavpermeable morænelerslag er repræsenteret ved lag 1, 3 og 5, mens sandede lag er repræsenteret ved lag 2 og 4. I dele af lag 1, 3 og 5 med ingen observeret moræneler (hvor der er "vinduer" i lerlagene) repræsenterer laget dog sandede sedimenter. Lag 6 repræsenterer de øverste ti meter af kalken, der normalt anses for at have en høj hydraulisk lednings-evne, mens lag 7 repræsenterer den dybere, antaget, tredive meter tykke mindre ledende del af kalken.

Den horisontale gitterstørrelse varierer mellem 125 meter × 125 meter og 250 meter × 250 meter. Den simulerede periode 1961-2003 er diskretiseret i 5529 stress perioder. For perioden 1961-1990 er længden af hver stress-periode 14 døgn, som underinddeles i 14 døgnlige tidsskridt. For perioden 1991-2003 består én stress periode af 1 døgn, som underinddeles i 3 MODFLOW tidsskridt (hver af 8 timer). Perioden 1961-1990 benyttes udelukkende til opvarmning af modellen, mens perioden 1991-2003 benyttes til at analysere effekten af LAR.

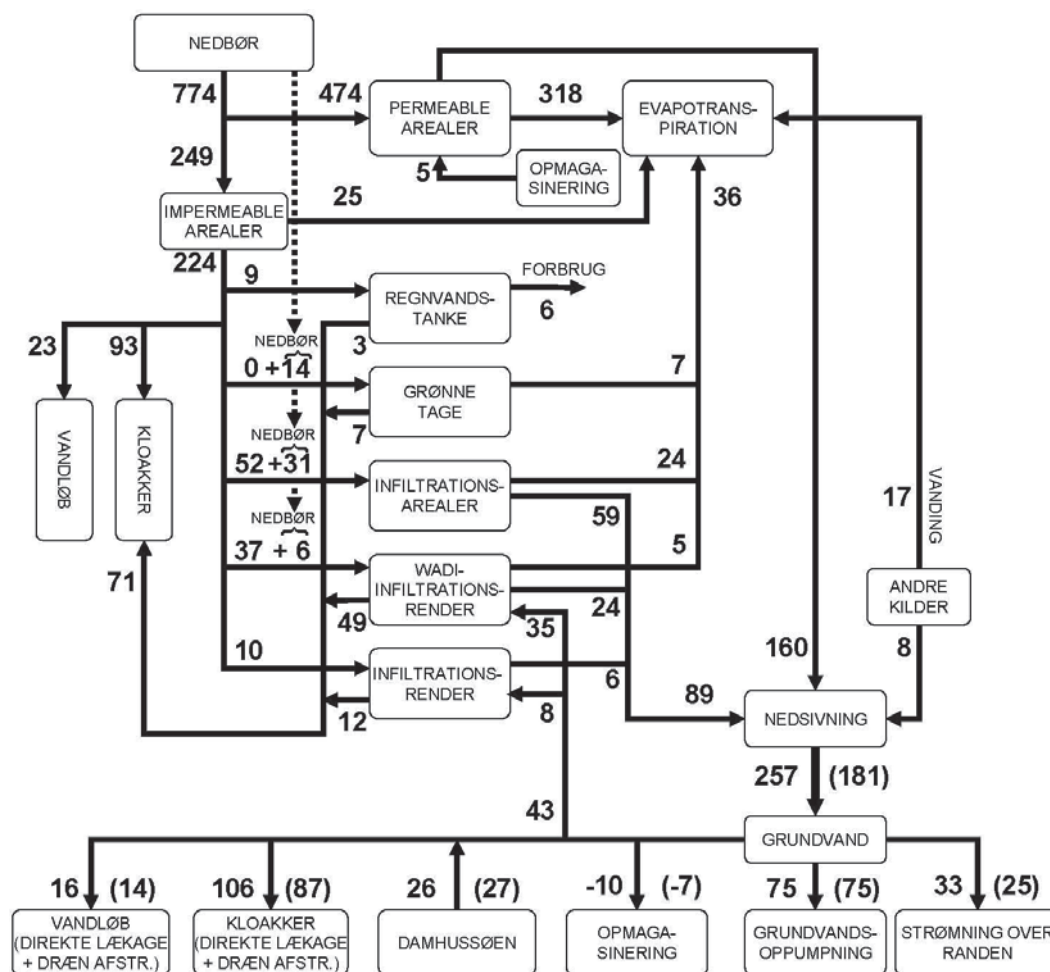
For hver af de 5 LAR-elementer opsættes et repræsentativt LAR-element i hver model celle. Simuleret overløb fra LAR-elementerne antages at bidrage til kloakafstrømningen. LAR-elementerne benytter samme tidsdiskretisering med tidsskridt-længder varierende fra 2 minutter til længden af et MODFLOW tidsskridt. Opsætningen af LAR-tidsskridtlængderne er baseret på en regnserie fra Spildevandskomiteens regnmålersystem i København.

Effekten på vandkredsløbet ved anvendelse af LAR-strategien analyseres ved at sammenholde en simulering af den aktuelle udvikling af vandkredsløbet (referencescenarium) med 60%-afkoblingsscenariet.

RESULTATER

Simuleret vandbalance for 60%-afkoblingsscenariet

Figur 2 viser den simulerede gennemsnitlige vandbalance for 60%-afkoblingsscenariet.



Figur 2: Gennemsnitlig vandbalance 1991-2003 i mm/år simuleret i 60%-afkoblingsscenariet. Tallene i parentes refererer til vandbalancen uden LAR.

Den årlige gennemsnitlige nedbør udgør 774 mm, hvoraf 474 mm falder på impermeable områder, 249 mm på permeable områder, 14 mm på grønne tage, 31 mm på infiltrationsområder og 6 mm på wadier. Den anslåede nuværende gennemsnitlige afstrømningskoefficient er dermed 34% (249 mm på impermeable områder, tillagt 14 mm på grønne tage, divideret med den samlede nedbør på 774 mm).

Af nedbøren på impermeable områder fordamper 25 mm, mens 224 mm strømmer af. I overensstemmelse med 60%-afkoblingsscenariet ledes 93 mm (~40%) af regnafstrømningen til kloakkerne, mens resten ledes til vandløb (23 mm), regnvandstanke (9 mm), infiltrationsområder (52 mm), wadi-infiltrationsrender (37 mm) og infiltrationsrender (10 mm).

Fordelingen mellem forbrug, fordampning, infiltration og overløb fra hvert LAR-element afhænger af dimensioneringen, der anvendes i scenariet. Af de 9 mm forbruges 6 mm regnvand fra regnvandstankene til toiletskyl. I alt 36 mm fordampes fra LAR-elementerne, mens 89 mm infiltrerer til grundvandssystemet. Lægges nedsivningen fra permeable områder (160 mm) og kilder knyttet til vandforsyningen (8 mm) til de 89 mm udgør den samlede nedsivning

til grundvandssystemet 257 mm. Dette er 76 mm (42%) mere end simuleret uden LAR-elementer (181 mm).

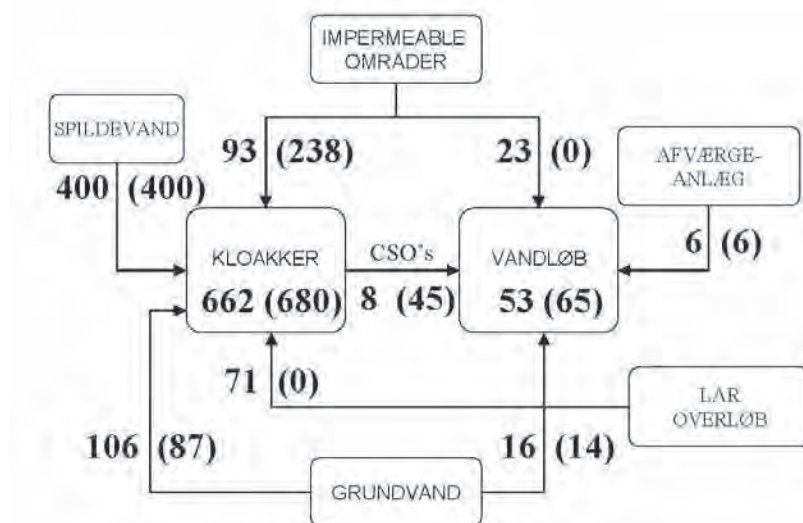
Som et resultat af stigningen på 76 mm i nedsivning til grundvandssystemet øges tilstrømningen til randene for grundvandssystemet på følgende måde: vandløb 2 mm, kloakker 19 mm, Damhussøen -1 mm (udsivning fra søen reduceres med 1 mm), opmagasinering 3 mm, strømning ud af området 8 mm og lækage til infiltrationsrender/wadi-infiltrationsrender 43 mm.

Det skal bemærkes, at selv om der kan infiltreres 30 mm fra infiltrationsrenderne i perioder, hvor grundvandsspejlet ligger under renderne, modtages/drænes 43 mm grundvand i perioder, hvor grundvandsspejlet står højt. Dette bevirker, at mængden af overløb fra LAR-elementerne udgør hele 71 mm, hvilket øger afstrømningen til kloakkerne med i gennemsnit 76% (fra 93 mm til 164 mm).

Det simulerede 60%-afkoblingsscenario angiver dermed, at selv om vi forsøger at frakoble 145 mm (60%) af regnafstrømningen fra kloakkerne vil 90 mm strømme tilbage til kloaksystemet som LAR-overløb (71 mm) og øget tilstrømning af grundvand til kloakkerne via omfangsdræn og direkte indsivning (19 mm). Den effektive afkobling af regnafstrømningen er dermed i gennemsnit kun 33% i stedet for de tilstræbte 60%.

Figur 3 viser den simulerede vandbalance for vandløb og kloakker uden og med LAR (60%-afkoblingsscenarioet). Den totale kloakafstrømning til renseanlægget, som er 680 mm uden LAR, reduceres med 18 mm (3 %) for 60%-afkoblingsscenarioet. Den mest signifikante ændring i bidragene til kloakafstrømningen er den 145 mm (60%) reduktion i den direkte regnvandstilstrømning og genereringen af 71 mm overløb fra LAR-elementerne. Andre ændringer inkluderer forøgelsen i tilstrømningen af grundvand til kloakkerne på 19 mm (22 %) (enten via omfangsdræn eller som direkte indsivning) og reduktionen på 37 mm (82 %) i overløbet fra kloakkerne til Harrestrup Å.

Selvom 23 mm af regnafstrømningen ledes til vandløb i 60%-afkoblingsscenarioet vil den totale vandløbsafstrømning, som er 65 mm uden LAR, reduceres med 12 mm (18 %). Dette fald skyldes reduktionen på 37 mm (82 %) af overløbsmængderne fra kloakkerne. Grundvandslækagen til vandløb ses kun at forøges med 2 mm.



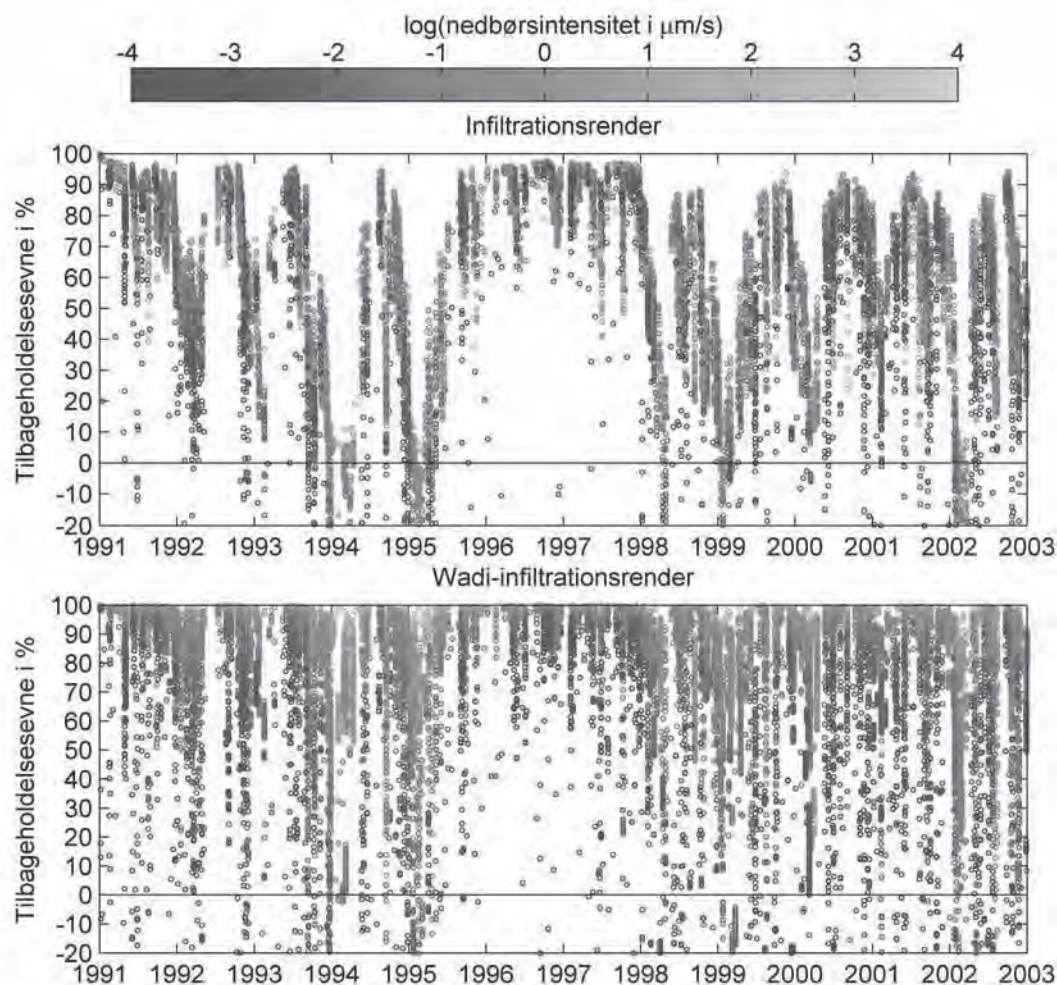
Figur 3: Gennemsnitlig vandbalance 1991-2003 i mm/år simuleret i 60%-afkoblingsscenariet. Tallene i parentes refererer til vandbalancen uden LAR.

Grundvandsspejlets betydning for nedsivning af regnvand

Figur 4 viser resultater omkring tilbageholdelsesevnen af infiltrationsrender henholdsvis wadi-infiltrationsrender. Figuren illustrerer de to LAR-elementers effektivitet i 10 minutters-hændelser med forskellig intensitet og med periodevis højtstående grundvandsspejl. Tilbageholdelsesevnen er defineret som $100 \times (1 - \text{overløb} / \text{indløb})$ %. Er tilbageholdelsesevnen 100%, er der således ingen overløb i den pågældende hændelse; er tilbageholdelsesevnen 0%, er overløbet på niveau med indløbet; mens en tilbageholdelsesevne på mindre end 0% indikerer, at overløbet er større end indløbet.

Figur 4a viser middel-resultatet for alle infiltrationsrender i case-området. Infiltrationsrenderne er i modellen forsynet med overløb til eksisterende kloak. Infiltrationsrenderne blev (som tidligere nævnt) som udgangspunkt dimensioneret på baggrund af en gentagelsesperiode for overløb på $T=5$ år og en antagelse om, at grundvandsspejlet ikke influerer på infiltrationsrendernes effektivitet. Grundet megen nedsivning af regnvand forårsager LAR-scenariet imidlertid en stigning af det øvre grundvandsspejl til infiltrationsrende-niveauerne, hvilket ses at resultere i langt hyppigere overløb end hvert femte år. De laveste tilbageholdelsesevner optræder om vinteren, hvilket harmonerer med, at det øvre grundvandsspejl står højt og influerer på infiltrationsrende-effektiviteten.

Figur 4b viser middel-resultatet for alle wadi-infiltrationsrender i oplandet. Wadi-infiltrationsrenderne er forsynet med et overløb til eksisterende kloak. Som infiltrationsrenderne blev wadierne som udgangspunkt dimensioneret til kun at løbe over hvert femte år. Som i tilfældet med infiltrationsrenderne ses det terrænnære grundvandsspejl at medføre langt hyppigere overløb, især om vinteren. I forhold til infiltrationsrenderne ses wadierne imidlertid at have en betydelig større tilbageholdelsesevne under de store hændelser. Det skyldes wadiens evne til at opmagasinere regnvand.



Figur 4: Tilbageholdelsesevnen af infiltrationsrender henholdsvis wadi-infiltrationsrender for 60%-afkoblingsscenarioet. Nedbørsintensiteten er vist på farveskalaen. Beregningerne er baseret på 10 minutters regnhændelser for perioden 1991-2003.

DISKUSSION

Modellsimuleringen for case-området indikerer, at den gennemsnitlige infiltration i 60%-afkoblingsscenarioet øges med 42%. Dette resulterer i en stigning af det øvre grundvandspejl til terræn, hvilket skyldes tilstedeværelsen af det lav-permeable morænelersdæklag og beligheden ved kysten.

Konsekvensen af det terrænnære grundvandsspejl er, at en signifikant andel af det grundvand, som genereres ved nedsivning af regnvand, vil sive ind i omfangsdræn, infiltrationsrender og wadi-infiltrationsrender og derfra videre til kloakkerne. Dette returløb af regnvand til kloakkerne vil primært foregå om vinteren, når grundvandsspejlet står højest. Resultatet er, at den effektive afkobling af regnvand kun er 33% frem for de søgte 60%.

I dimensioneringen af infiltrationsrender og wadi-infiltrationsrender antog vi, at infiltrationen ikke var influeret af grundvandsspejlet. Endvidere sigtede vi mod 1 overløb hver 5. år. Simu-

leringerne viser, at antallet af overløb vil blive meget større på grund af det terrænnære grundvandsspejl. Derfor er det umuligt at implementere infiltration af regnvand på større skala i København med den forventning at kunne afskære regnvandet fra kloakkerne.

På grund af retur-løbet af regnvand til kloakkerne er det fundet, at det nutidige niveau af overløb til Harrestrup Å ikke vil blive fuldstændig elimineret, men dog reduceres med betydelige 82%. Denne reduktion sker imidlertid på bekostning af det terrænnære grundvandsspejl, der (i tilfælde af manglende dræning) kan medføre skader på bygningsfundamenter, mobilisere forurening i umættet zone m.m. For at undgå denne stigning af det øvre grundvandsspejl til terræn er det i efterfølgende modelscenarier (ikke præsenteret i denne artikel) sandsynliggjort, at infiltration af regnvand kun er mulig i meget begrænset omfang i case-området (og kun muligt i de højtliggende områder mod nord, f. eks. omkring Bellahøj).

Det simulerede 60%-afkoblingsscenarium kan kritiseres for at være for konservativt og ikke radikalt analysere muligheden for LAR-retrofitting i oplandet i et langt tidsperspektiv (scenariet forventes at kunne anvendes som beslutningsstøtte i et 5-10 års tidsperspektiv). Scenariet inkluderer således kun regnvandstanke i nuværende transformationsområder, hvilket kun omfatter 2% af case-området. Ved anvendelse af regnvandstanke antages, at der forbruges 2/3 af det opsamlede regnvand, hvilket udover overløbsproblematikken også har en positiv indvirkning på problematikken omkring overudnyttelsen af grundvandsressourcen i Københavnsområdet. Grundet det manglende lange tidsperspektiv er grønne tage også kun implementeret i begrænset omfang og som ekstensive (tynde) grønne tage. Skaleres op i et mere optimistisk scenarium, som dækker et længere tidsperspektiv og dermed mere byfornyelse, er potentialet for regnvandstanke og grønne tage betydeligt større. Det forventes således, at 1/3 af alle europæiske bygninger skal fornyes indenfor de næste 30 år (/4/).

KONKLUSION OG PERSPEKTIVERING

Den urbane hydrologiske model for København er brugt i et LAR-scenarium til at simulere: 1) distribuerede LAR-vandbalancer og den tilknyttede ændring i den urbane vandbalance; 2) indflydelsen fra det terrænnære grundvandsspejl på LAR-elementernes performance; 3) mængden af retur-løb af regnvand til kloakkerne og 4) at konsekvensen af en foreslået LAR-strategi (60%-afkoblingsscenariet) kunne være en kritisk stigning i grundvandsspejlet til terræn. Tilsammen har studiet demonstreret modellens evne til at kunne bidrage med vigtig beslutningsstøtte i planlægningen af LAR på oplandsskala.

LITTERATURHENVISNINGER

- /1/ A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model: U.S. Geological Survey Techniques of Water Resources Investigations, Book 6, Chapter A1, 586 p. McDonald, M. G., Harbaugh, A. W., 1988, U.S. Geological Survey.
- /2/ A new stream-flow routing (SFR1) package to simulate stream-aquifer interaction with MODFLOW-2000: U.S. Geological Survey Open-File Report 2004-1042, 95 p. Prudic, D. E., Konikow, L. F., Banta, E. R., 2004, U.S. Geological Survey.
- /3/ Documentation of a Computer Program to Simulate Lake-Aquifer Interaction Using the MODFLOW Ground-Water Flow Model and the MOC3D Solute-Transport Model: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 00-4167, 146 p. Tech. rep. Merritt, M. L., Konikow, L. F., 2000, U.S. Geological Survey.
- /4/ ECTP (European construction technology platform), 2005. Strategic Research Agenda for the European Construction Sector.

- /5/ Improved calculations for dewatered cells in MODFLOW, Doherty, J., 2001, Ground Water 39, no. 6: 863–869.
- /6/ Jeppesen, J., Christensen S., Ladekarl L.L., 2010. Modelling the historical water cycle of the Copenhagen Area 1850-2003. Journal of Hydrology. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2010.12.022. In press.
- /7/ Kristensen, K. J., Jensen S. E., 1975. A model for estimating actual evapotranspiration from potential evapotranspiration. Nordic Hydrology 6, 70–88.
- /8/ MODFLOW-2000, the U.S. Geological Survey modular ground-water model—User guide to modularization concepts and the Ground-Water Flow Process: U.S. Geological Survey Open-File Report 00-92. Harbaugh, A. W., Banta, E. R., Hill, M. C., McDonald, M., 2000, U.S. Geological Survey.
- /9/ Simulation Of Nitrogen Dynamics And Biomass Production In Winter-Wheat Using The Danish Simulation-Model Daisy. Hansen, S., Jensen, H. E., Nielsen, N. E., Svendsen, H., 1991, Fertilizer Research 27, no. 2-3: 245–259.

KLIMATILPASNING - VAND I BYER

Innovation Manager Arne Bernt Hasling
COWI A/S

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

Fremtidens klimatilpasning indenfor vand og oversvømmelse skal ske lokalt, men også på tværs af kommunale grænser og under hensyntagen til den samlede samfundsøkonomi - men hvad skal der gøres? - og hvem skal betale? - og kan det betale sig? - og hvad er risikoen ved at lade være?

COWI har arbejdet med denne problemstilling på mange niveauer, fra regionale vurderinger over vurderinger for kommuner/byer til klimatilpasning af større infrastrukturprojekter og byggerier/virksomheder. Her resumeres to cases på forskelligt strategisk niveau: Regionalt i hovedstadsregionen og kommunalt i København.

BAGGRUND

I Regeringens "Strategi for tilpasning til klimaændringer i Danmark" fra marts 2008 er der lagt op til at klimatilpasningen så vidt muligt sker løbende (ad hoc) hvorved myndigheder, virksomheder og privatpersoner på eget initiativ reagerer på konsekvenserne af klimaændringer i tide indenfor de givne rammer. I det omfang, hvor ad hoc tilpasning ikke er samfundsmæssigt optimalt, kan der blive behov for at igangsætte politisk vedtagne tilpasningstiltag.

I strategien peges på usikkerheden om klimaændringernes størrelse og de konsekvenser de vil medføre. Der gives dog et overordnet grundlag for hvordan klimaændringerne forventes at påvirke en række områder og der opfordres til at klimaændringer indtænkes/integreres i planlægningen og udviklingen på en hensigtsmæssig måde.

Dette har, sammen med egne interesser, bevirket at bl.a. Region Hovedstaden og Københavns Kommune har gennemført en række vurderinger af konsekvenserne af klimaændringerne og analyseret mulige tilpasninger så disse kan inddrages i planlægningen af nye områder og ved byfornyelse mv. Københavns Kommune har udarbejdet en meget specifik klimatilpasningsplan.

FORMÅL

Region Hovedstaden ønskede at udarbejde en klimastrategi på basis af forskellige analyser som kunne tilvejebringe et solidt fagligt grundlag for arbejdet med at opstille strategier for klimatilpasning på tværs i regionen. En af disse analyser belyser konsekvenser af klimaændringerne, særligt i forhold til stigning i havvandstand og øget nedbør, samt Region Hovedstadens og kommunernes overordnede handlemuligheder.

Københavns Kommune ønskede som optakt til COP15 at udarbejde en samlet klimaplan. I planen indgik bl.a. en screening af klimaændringernes konsekvenser og forslag til aktiviteter, herunder gennemførelse af mere detaljerede undersøgelser for opstilling af en veldokumenteret klimatilpasningsplan. Disse undersøgelser er nu afsluttet og resultaterne indgår i Københavns Kommune Klimatilpasningsplan som sendes i høring i starten af 2011.

REGION HOVEDSTADEN, KLIMAÆNDRINGER OG RISIKO

Sandsynlighed

Analysen fokuserer på sandsynligheden for oversvømmelser, fordi disse påvirkninger i særlig grad kræver langsigtet planlægning. I første trin er kortlagt, hvilke områder der er truede af oversvømmelse fra havet, enten direkte eller fordi diger eller lignende svigter. Desuden er

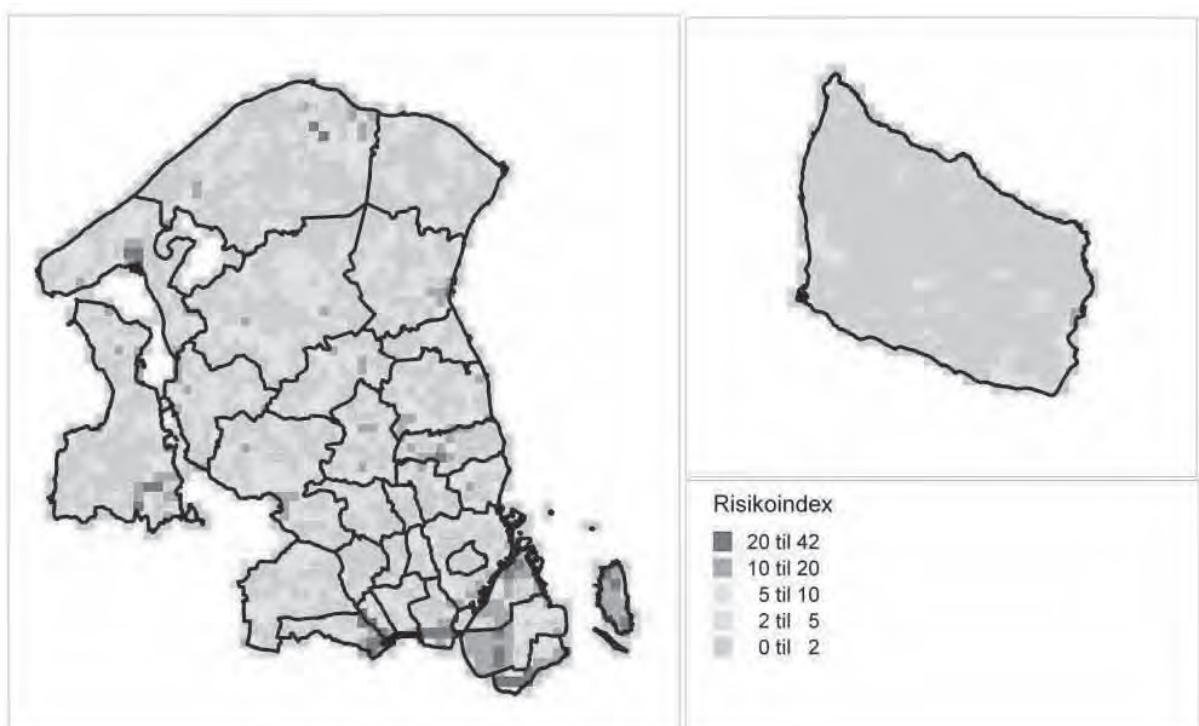
udpeget de lavninger, der kan blive oversvømmet ved ekstreme nedbørshændelser samt de strømningsveje på terrænet, vandet vil løbe ad, hvis kloakken er fyldt op.

Sårbarhed

Næste trin er sårbarheden af de enkelte områder vurderet i celler på 1 x 1 km ved at analysere en række GIS temaer for bebyggelse, tekniske anlæg, natur og kulturmiljø. For hvert enkelt tema er sårbarheden udtrykt som et indeks for hvor stor skade, en oversvømmelse vil forvolde. Derefter er temaerne vægtet indbyrdes på grundlag af den betydning, de har for samfundet. Herved er fremkommet et kort, der udtrykker den samlede sårbarhed for de enkelte områder i hovedstadsområdet.

Samlet risikobillede

På grundlag af kortene over sandsynlighed for påvirkning og sårbarhed (konsekvens) er risikoen beregnet. Risikokortet, der er vist som Figur 1, kan bl.a. bruges til prioritering af indsatsen. Risikokortet viser, hvor i Region Hovedstaden, der er særligt behov for at foretage en indsats for tilpasning til klimaændringerne, fordi både sandsynligheden for påvirkninger og konsekvenserne heraf er betydelige.



Figur 1. Samlet risikobillede for hovedstadsregionen (sandsynlighed for oversvømmelse gange konsekvensen af en oversvømmelse)

Behov og mulighed for samarbejde

Analysen understreger behovet for samarbejde mellem kommunerne. Region Hovedstaden kan i sin kommende klimastrategi medvirke til sådanne samarbejder og initiere, at de langsigtede klimaændringer inddrages i fremtidig planlægning og disponering ud fra en samlet overordnet målsætning og strategi.

Analysens kortlægning peger således på, at det er en fordel at undgå eller begrænse byggeri og infrastruktur i de mest truede og mest sårbare områder og i stedet etablere ”grønne korridorer” som et omkostningseffektivt tiltag til klimatilpasning.

Indsatsen for at mindske risikoen for oversvømmelser er mest effektiv, hvis den koordineres over hele det berørte afstrømningsområde, så man kan sætte ind, hvor det er mest effektivt (og billigst), og samtidig undgå, at problemer ”eksporteres” fra en kommune til en anden.

Analysen indeholder desuden en oversigt over mulige kommunale tiltag indenfor byplanlægning, bygninger, infrastruktur og drift samt beredskab.

Region Hovedstaden har stiller denne analyses resultater til rådighed for kommunerne så resultaterne kan bruges aktivt i dialogen mellem kommunerne og i dialogen med Region Hovedstaden om den overordnede prioritering. Alt materiale ligger endvidere på Region Hovedstadens hjemmeside så også borgere kan få gavn af analysen.

KØBENHAVN, KLIMATILPASNING, MULIGHEDER OG ØKONOMI

I løbet af 2010 blev der for Københavns Kommune undersøgt nedennævnte forhold, som en del af det baggrundsmateriale der har dannet grundlag for kommunens videre arbejde med en overordnet klima strategi og den mere detaljerede klimatilpasningsplan som sendes i høring i starten af 2011:

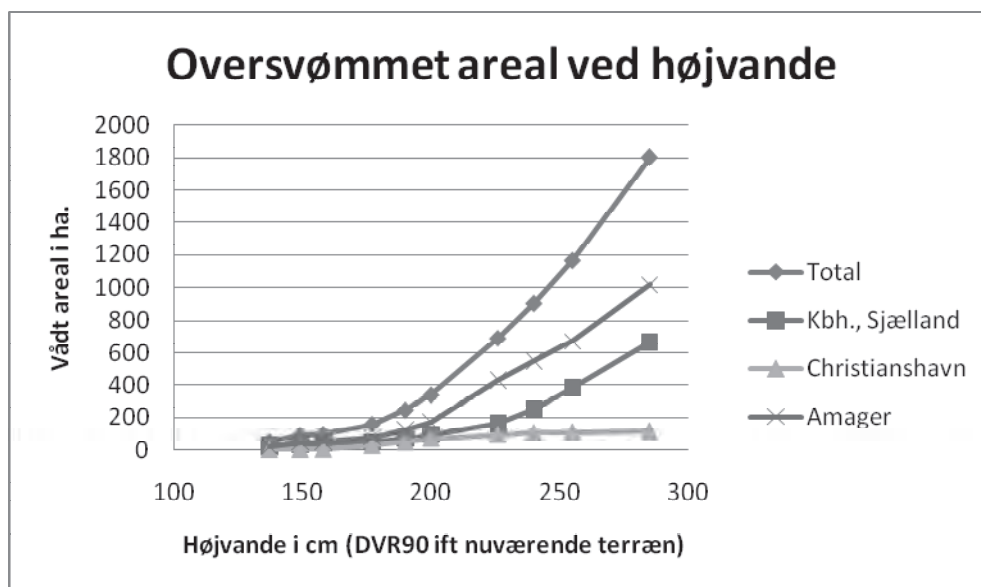
- Hvor meget af Københavns Kommune vil blive oversvømmet ved ekstreme højvande i fremtiden, hvis terrænforholdene ikke ændres,
- Hvordan kan havnen lukkes af i nord og syd for ekstrem højvande og skal der ske terrænregulering eller dæmningsbyggeri langs øvrige kyster for at sikre at vandet ikke løber bag om lukningerne, samt
- Hvad vil det koste at sikre sig til et givet højvandsniveau og hvor meget er det i forhold til de skader der ville opstå hvis man ikke sikrede sig.
- Hvor meget af Københavns Kommune vil blive oversvømmet ved ekstreme regnsituationer i fremtiden,
- Hvordan kan skadesomfanget ved ekstrem regn begrænses, samt
- Hvad vil det koste at begrænse omfanget af skader ved ekstrem regn og hvor meget er det i forhold til de skader man derved undgår.

Der er yderligere at udarbejde egentlige risikokort for hele kommunen, hvor der for områder på 100x100m bliver set på risikoen målt som kroner, ud fra en sammenvægtning af sandsynligheden for at der kan ske skader og omkostningerne ved påførte skader og gener. Endvidere er der fundet det mest optimale tidspunkt for klimasikring af København med diger ud fra en ren økonomisk samlet risikoberegning og kost-benefit analyse set over en 100 års tidshorisont.

Oversvømmelse fra havet

Der er undersøgt omfang og konsekvenser ved forskellige højvande ved København, både for de nuværende forhold og ved de klima og vandstandsforhold der forventes de kommende 100 år. Konsekvensvurderingerne er foretaget ud fra fuldt dynamiske hydrauliske beregninger med MIKE-Flood, hvor der tages hensyn til vandets strømning på både overfladen og rør-systemer.

Middelvandstanden forventes at stige 1 meter fra 1990 til 2100. Højvande vil blive lidt mere ekstreme ved de sjældne hændelser, f.eks. vil et 100 års højvande nok blive 10 cm højere end i dag ud over den generelle havvandsstigning. Tages hensyn til den generelle vandstandsstigning, landhævnningen, tidsforskydningen mv. er fundet de koter, som vil repræsentere maksimalvandstanden under højvande med forskellig hyppighed i dag og i fremtiden. I Figur 2 er angivet nogle af resultaterne fra de dynamiske strømningsmodelleringer af udvalgte højvandssituationer, hvoraf flere også er detaljeret konsekvensvurderet mht. økonomi.



Figur 2. Oversvømmet areal ved forskellige højvande angivet i DVR90 koter i forhold til det nuværende terræn (2010)

For at undgå skader fra oversvømmelser kan der etableres forskellige former for beskyttelse. Havnen kan lukkes i nord og syd med dæmninger samt sluseåbninger som normalt vil stå åbne og kun lukkes ved særligt store højvande. Endvidere bliver det nødvendigt at forhøje terrænen ved Nordhavn og etablere diger/dæmninger eller forhøjede kajanlæg langs store dele af kysten. En del kan dog udføres som mindre forhøjninger af terræn i de kystnære områder og langs Amager Strandpark kan højvandssikringen de fleste steder skjules i rekreative strandanlæg.



Figur 3. Dæmning og sluser ved Trekroner

Etableres der ikke nogen form for sikringsanlæg, vil skadesomkostningerne samlet set over den kommende 100 års periode beløbe sig til 9-18 mia. kr. målt som nettonutidsværdi af skaderne ved de højvande der statistisk forventes at optræde de kommende 100 år.

Tilsvarende vil en sikring i løbet af de første 5 år samt senere reinvesteringer og drift og vedligeholdelse i samme 100 års periode udgøre ca. 4 mia. kr. målt som nutidsværdi. I tabel 1 ses nettogevinsten, hvis der ikke er sat nogen begrænsning på hyppigheden af oversvømmelser fra højvande ved den forudsatte havvandsstigning.

Gevinst ved tiltag	19.908
Tiltagsomkostninger	3.997
Nettogevinst	15.911

Tabel 1. Nettonutidsværdi for skadesomkostninger og mulige tiltag i mio. kr. Beregnet ud fra ren statistisk hyppighed af skader.

Der ses således at være en stor samfundsøkonomisk gevinst ved at sikre mod højvande. Der bør først sættes ind de steder hvor det enten er meget let - og billigt - at etablere afværgeforanstaltningerne eller hvor der er særligt kritisk lave områder, hvor meget vand vil kunne passere og oversvømme baglandet.

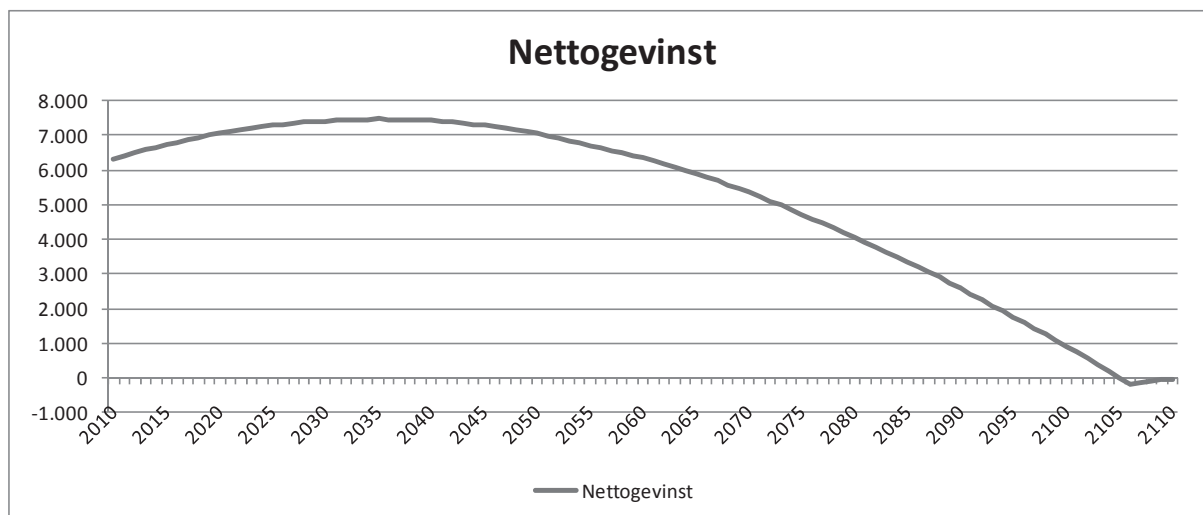
Risikoen for oversvømmelse fra havet set over en 100 års periode, under forudsætning af den forventede udvikling i havvandsstand og stormflod, er beregnet for områder på 100x100m og vist på et kort, se Figur 4. Risiko er opgjort som den samlede sandsynlighed for oversvømmelse ganget med omkostningerne forbundet med de sandsynlige skader. Er der for området en stor sandsynlighed og store omkostninger fås en høj risiko, mens områder hvor der også er stor sandsynlighed, men hvor oversvømmelsen ikke medfører skader (f.eks. i parker) fås en lav risiko.



Figur 4. Samlet risiko fra havet set over en 100 års periode fra 2010-2110. Risiko er sandsynligheden for oversvømmelse ganget med omkostningen ved oversvømmelsen

Hvornår kan det bedst betale sig at bygge dæmningerne for at beskytte København? Ved at omregne investeringsforløbet til nutidsværdi og tilsvarende omregne risikoforløbet (omkostninger) for de forskellige år for færdiggørelse af dæmningsanlægget kan opstilles en graf for

gevinsten i nutidskroner afhængigt af året for start af investering/færdiggørelsen af dæmningen. Se Figur 5. Ud fra et rent økonomisk synspunkt ses at 2035 er det mest optimale år at starte investeringen, så dæmningen står færdig i 2040. Der vil dog også være en stor nettogevinst på ca. 6 mia. kr. i nutidskroner set over en 100 års periode hvis dæmningen etableres forholdsvis hurtigt.



Figur5. Samlet nutidsværdi over 100 år af nettogevinsten angivet i mio. kr., afhængigt af hvornår arbejdet med inddæmning af København påbegyndes. Optimalt at investere omkring år 2035.

Oversvømmelse fra ekstrem regn

Der er på samme måde og med samme dynamiske modeller og højdemodeller undersøgt omfang og konsekvenser af forskellige ekstreme regn, som de forventes at tage sig ud i dag og frem til år 2110.

Resultaterne af beregningerne vises som videoer af udviklingen af hele oversvømmelsesforløbet og på kort. Kortene viser for hver regnhændelse, den maksimale udbredelse af oversvømmelsen under hændelsesforløbet samt de maksimale vanddybder, der optræder i de oversvømmede områder.

De samfundsøkonomiske omkostninger ved nogle af de undersøgte oversvømmelsessituationer for ekstrem regn er gjort op på basis af de aktiviteter, anlæg, infrastruktur mv. der rammes af den enkelte hændelse. Se Tabel 2

Hyppighed.	År	Omkostning (mio. kr.)
Hvert 20 år	2010	2.039
Hvert 100 år	2010	4.548
Hvert 20 år	2110	4.548
Hvert 100 år	2110	5.625

Tabel 2. Samfundsøkonomiske omkostninger ved udvalgte ekstreme regnhændelser.

I analysen ses på 5 scenarier for tilpasning til klimæændringerne i nedbør, se Tabel 3. I basissituationen antages ingen investeringer i opgradering af kloak, overfladeforanstaltninger eller andet. I Scenarie 1 antages hele kloaksystemet opgraderet til at kunne klare det fastsatte servicemål for København (stuvning til terræn højest hvert 10 år i fællessystemer).

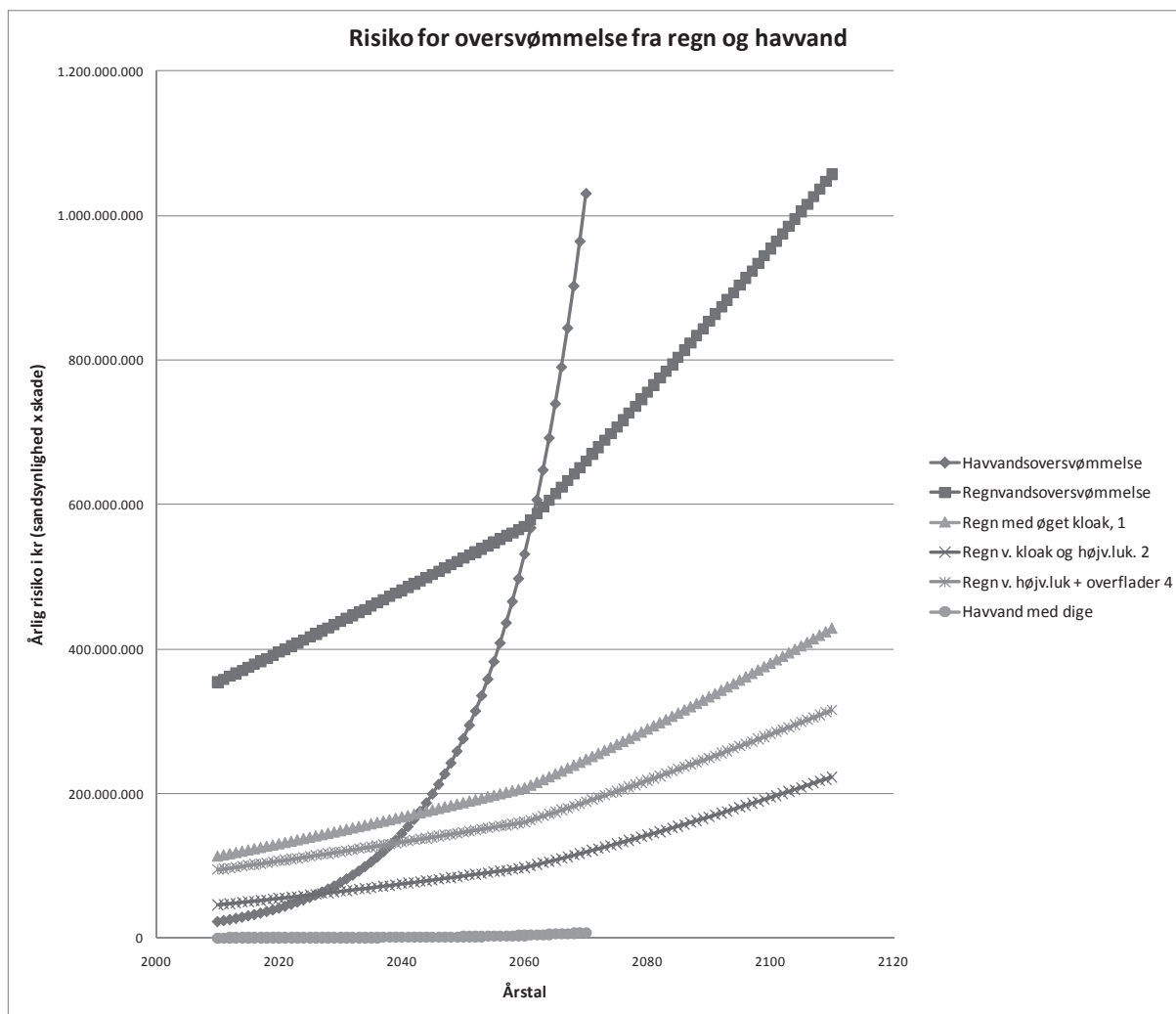
	Scenarie 1 <i>kloak.</i>	Scenarie 2 <i>kloak. højv.lukke.</i>	Scenarie 3 <i>kloak. højv.lukke. overflader.</i>	Scenarie 4 <i>højv.lukke. overflader.</i>	Scenarie 5 <i>(kloak) højv.lukke. overflader.</i>
skadesomkostninger i basis	15.552	15.552	15.552	15.552	5.458
skadesomkostninger efter tiltag	5.458	2.471	1.785	4.316	1.785
Gevinst	10.094	13.081	13.767	11.236	3.673
Tiltag	10.372	11.108	13.374	3.001	3.001
Nettogevinst	-278	1.973	394	8.235	672

Tabel 3. Nettonutidsværdi for skadesomkostningerne og mulige tiltag i mio. kr. for de 5 scenarier

Det ses at der umiddelbart ikke er en gevinst ved at opgradere kloaksystemet i takt med klimæændringerne, Scenarie 1, men at der ved installering af højvandslukker og regulering af overfladeafstrømningen under ekstrem regn opnås en samfundsøkonomisk større gevinst. Der er for regnvand lavet risikokort svarende til risikokortene for havvand, se Figur 4.

Udgør havet eller regnen den største risiko?

Som støtte for en prioritering af klimatilpasningsindsatsen er der lavet rene økonomiske risikovurderinger af oversvømmelser fra regn og havet, både set samlet over 100 år og som udviklingen i risikoen over årene. Tilsvarende er vist hvordan risikoen vil udvikle sig, hvis der gennemføres nogle af de foreslåede indgreb overfor regn og havvandsstigning. Se figur 6.



Figur 6. Økonomisk risiko år for år for havvand og regnvand, hvis der intet gøres eller, hvis der i starten af perioden foretages indgreb. F.eks. vil etablering af en dæmning betyde at man går fra den buede havvands-risikokurve ned til den nederste kurve. Det ses at risikoen for oversvømmelse fra regn i dag er højere end risikoen for oversvømmelse fra havet (den buede kurve) men at det ændrer sig over tid så bliver omvendt fra 2060, hvis der intet foretages.

KONKLUSION

Screeningen for konsekvenserne af klimaændringerne og opstillingen af risikokortene for det område der administreres af Region Hovedstaden viste at der var et udbredt behov og ønske om en overordnet samlet vurdering og plan for hvor der ud fra fælles vurderingskriterier er størst behov for at sætte ind. Materialet og processen har også sat gang i eller styrket de tværkommunale samarbejder om løsninger og givet en fælles forståelse af problemkomplekset og sammenhængen på tværs i regionen.

I København havde den indledende screening peget på nogle særlige problemstillinger vedr klimaændringer, men den detaljerede analyse omfattende dynamiske beregninger, detaljerede konsekvensvurderinger, samfundsøkonomi, statistiske bearbejdnings og risikovurderinger både samlet og år for år, har kunnet danne en solid baggrund for beslutninger om konkrete strategier og indgreb til indarbejdelse i en klimatilpasningsplan.

VÆRKTØJ TIL VURDERING AF INDVIDINGSSTRUKTUREN PÅ SJÆLLAND I FORHOLD TIL MÅLOPFYLDELSE AF VANDRAMMEDIREKTIVET

Hydrolog, Ph.d. Jens Asger Andersen
Biolog Jørn Vistisen Rasmussen
Miljøcenter Roskilde
Civilingeniør Oluf Z. Jessen
ALECTIA A/S, nu DHI
Civilingeniør Michael Kristensen
ALECTIA A/S

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

I forbindelse med implementeringen af Miljømålsloven stilles der krav om, at der skal ske fuld målopfyldelse for vandløbene på Sjælland. Den nuværende påvirkning på afstrømning i forhold til en upåvirket situation, skyldes primært den nuværende indvindingsstruktur på Sjælland. Her er det særligt kritisk hvilken påvirkning der er på de små vandføringer om sommeren udtrykt ved f.eks. medianminimumsvandføringer (Q_{medmin}).

Det er nødvendigt at vurdere, hvorledes indvindingsstrukturen kan justeres så der opnås målopfyldelse af krav til Q_{medmin} . Det rejser spørgsmålet, om der eksisterer et beregningsgrundlag og metoder, hvormed man kan vurdere og overskue de konsekvenser, som en evt. omfordeling og reducere af den nuværende indvinding har på de hydrologiske processer.

Miljøcenter Roskilde og ALECTIA har etableret og udviklet et værktøj, hvormed det kan undersøges, hvorledes indvindingsstrukturen kan justeres og sammen med andre virkemidler bidrage til at der sker en opfyldelse af krav til Q_{medmin} .

BAGGRUND

Implementeringen af vandplanerne giver, specielt på Sjælland, store udfordringer i forhold til opnåelse af god økologisk tilstand. Målsætningen er at "opnå en indvindingsfordeling, der medfører opfyldelse af de givne kravværdier for alle målsatte vandløb, samtidigt med at der opretholdes en acceptabel vandforsyning på Sjælland".

Den totale indvinding fra grundvandet på Sjælland er ca. 190 mio. $\text{m}^3/\text{år}$, og den foretages fra mere end 5.000 borer. Antallet af borer medfører, at det ikke er trivielt at vurdere, hvorledes en ændret indvindingsstruktur påvirker afstrømningsforholdene i vandløbene. Det er valgt at benytte den regionale vandressource model for Sjælland, DK-model Sjælland, med en række modifikationer i forhold til sommervandføringer, herefter kaldet Sommermodel Sjælland, som det grundlæggende værktøj til beskrivelse af de hydrologiske forhold og påvirkningerne ved en ændret indvindingsfordeling.

Med udgangspunkt i modelberegninger og analytiske værktøjer vil det blive søgt at identificere sammenhænge mellem indvindingsstrukturen og sommervandføringen i de sjællandske vandløb.

Nærværende indlæg beskriver de værktøjer og metoder, som er benyttet i ovenstående. Den procesmæssige og administrative tilgang, herunder vægtningen mellem ændringer i indvindingsstruktur og andre virkemidler, er beskrevet i indlægget "Vandindvinding på Sjælland" af Henrik Nielsen, Miljøcenter Roskilde, som præsenteres i Modul 3, Spor 1.

FORMÅL

Formålet med dette indlæg på Vingsted er at dele den erfaring og viden der er opnået i forbindelse med projektet, således at erfaringen potentielt kan benyttes i andre dele af Danmark.

METODEBESKRIVELSE

Til håndtering af indvindingsstrukturen på Sjælland benyttes en metode, der baseres på Sommermodel Sjælland. Modellen benyttes som det grundlæggende værktøj til beskrivelse af de hydrologiske processer og til at beregne påvirkningen på minimumsvandføringer ved en ændret indvindingsstruktur. Der gives et bud på indvindingsstrukturen, dvs. indvindingen i de enkelte borer, på baggrund af en simpel vurdering og bogholdning af indvindingernes påvirkning. Herefter anvendes modellen til at beregne påvirkningen af det nye bud på indvindingsstrukturen. Metoden er iterativ, men den er relativt effektiv og i nærværende indlæg beskrives resultaterne opnået efter 2 iterationer.

Hydrologisk model

Sommermodel Sjælland er en fuldt integreret hydrologisk model, der beskriver alle større hydrologiske processer i vandkredsløbet. Modellen beskriver strømning i grundvandszonen og på overfladen ved brug af MIKE SHE, og afstrømninger og vandstande i vandløb og søer ved MIKE 11. Følgende forhold kan fremhæves i forhold til beskrivelsen af den hydrologiske model:

- Modellen er specificeret med en opløsning på 500 x 500 meter (input-data er dog i finere opløsning).
- Den umættede zone er beskrevet ved brug af det simple "2-layer" modul. Dette medfører, at fordampning og infiltration påvirkes ved scenarie beregninger, hvilket ikke er tilfældet ved de-koblede koncepter.
- Alle større vandløb på Sjælland er medtaget (512 vandløb). Afstrømningen og til dels vandstanden beskrives ved en simpel routing beskrivelse i MIKE 11.
- Spildevand og udledninger er medtaget i vandløbsmodellen.
- Modellen er kalibreret med en større vægtning af sommervandføringen i forhold til DK-modellen (deraf navnet Sommermodel Sjælland).

Kravværdier

Kravværdierne i forhold til opnåelse af god økologisk tilstand baseres på påvirkningen af Q_{medmin} i de enkelte vandløb. Q_{medmin} er kritisk i forhold til den biologiske tilstand i vandløbene og vil typisk repræsentere en situation, hvor tilstrømningen til vandløbene kommer fra grundvandet.

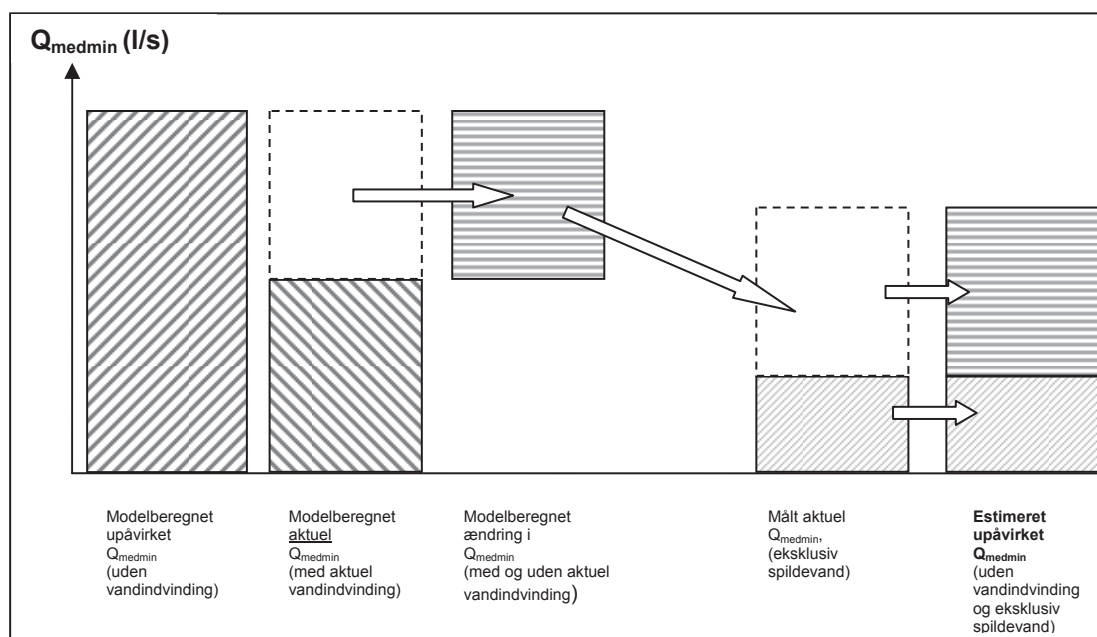
En af de mest følsomme parameter i forhold til påvirkninger på Q_{medmin} er grundvandsindvinding, idet ændringer i det overfladenære grundvandsspejl vil ændre udvekslingen af vand mellem grundvandet og vandløbet.

Kravværdien til de enkelte vandløb fastlægges på synkronstationsniveau, og beregnes ud fra følgende tilgange:

- Estimering af den upåvirkede Q_{medmin} ved addering af målt aktuel Q_{medmin} med modelberegnet ændring af Q_{medmin} efter stop for al indvinding i oplandet (se figur 1).
- Vejledende kravværdi til påvirkningsgrad af Q_{medmin} beregnet ud fra vandplanens tilstandsklasse, typologi, målsætning ifølge Regionplan 2005 samt aktuel biologisk tilstand bedømt efter Dansk VandløbsFauna Indeks (DVFI).
- Kravværdi til påvirkningsgrad af Q_{medmin} beregnet ud fra en empirisk model for sjællandske vandløb (formel 7, /6/).
- Den aktuelle påvirkningsgrad af $Q_{\text{med,min}}$.
- Det totale topografiske oplandsareal til den enkelte synkronstation.

Hver kravværdi fastlægges således, at den aldrig kan blive større end den estimerede upåvirkede Q_{medmin} .

Det overordnede formål med de opstillede scenerier er at opnå fuld målopfyldelse på de enkelte synkronstationer. Målopfyldelse opnås, hvis summen af målt aktuel Q_{medmin} plus modelberegnet ændring af Q_{medmin} plus spildevandsafstrømning er lig med eller større end kravværdien for Q_{medmin} på den pågældende synkronstation.



Figur 1: Det valgte beregningsprincip til estimering af upåvirket Q_{medmin} (uden vandindvinding og eksklusiv spildevand)

Klassificering af oplande

På Sjælland er der 763 vandløbsoplande, der kan knyttes til en synkronmålestation, samtidigt med at vandløbene er repræsenteret i Sommermodel Sjælland. I de stationer kan der

på baggrund af målte aktuelle værdier af Q_{medmin} umiddelbart opstilles en kravværdi. Der er yderligere 177 oplande, som indgår i Vandplan 2010 samtidigt med at de er inkluderet i Sommermodel Sjælland, men hvor der ikke eksisterer en målt aktuel værdi af Q_{medmin} . For disse oplande beregnes en "pseudo" aktuel $Q_{\text{med,min}}$ ved at korrigere den modelberegnete værdi af Q_{medmin} med den procentvise afvigelse mellem nærmeste opstrøms modelberegnete og målte aktuelle værdi af Q_{medmin} . På denne baggrund er der i alt 940 oplande, hvor der opstilles en kravværdi til Q_{medmin} . Disse kravværdier definerer målsætningen for opnåelse af god økologisk tilstand i de målsatte vandløbsoplande på Sjælland.

For de resterende oplande udføres en differentiering i forhold til om oplandet indgår i vandplan 2010. Er dette tilfældet tillades det ikke, at indvindingen øges i disse oplande.

Tabel 1 viser antallet af oplande i de forskellige klasser samt det totale areal.

Figur 2 viser fordelingen af de enkelte klasser på Sjælland.

Tabel 1: Klassificering af oplande på Sjælland.

Opland	Klasse	Antal	Areal [km ²]
Synkronmålt	1	763	4323
Umålt, tildeles $Q_{\text{Med,min}}$	2	177	1203
Umålt, friholdes for øget indvinding	3	373	1024
Umålt, ingen krav	4	192	626



Figur 2: Klassificering af oplande på Sjælland.

De tre anvendte metoder til fastsættelse af kravværdier i l/s for de 940 stationer er fordelt som følger:

- For 834 stationer er kravværdien beregnet ud fra vejledende kravværdi til påvirkningsgrad af $Q_{med,min}$.
- For 86 stationer er kravværdi beregnet ud fra aktuel påvirkningsgrad af $Q_{med,min}$.
- For 20 stationer er kravværdi beregnet ud fra "formel 7"

Metode

Til at undersøge effekten af ændringer i indvindingsstrukturen benyttes en procedure, som basalt set bygger på "trial and error", ved at der gives et kvalificeret bud på en indvindings-

struktur, som efterprøves ved modelberegninger. Ved fortsat afvigelser mellem i forhold til krav til $Q_{med,min}$ gives et justerede bud på indvindingsstrukturen.

"Trial and error" proceduren er blevet nuanceret således, at der foretages en gradueret justering af indvindingen i de enkelte borer. For at mindske antallet af iterationer i "trial and error" proceduren er der udviklet et analytisk beregningsværktøj. Værktøjet leverer estimater af effekten på vandføringer ved ændringer i indvindingen.

Det overordnede formål med værktøjet er at give et bud på ændringer i indvindingerne (hhv. øge og reducere indvindingen) således, at der opnås målopfyldelse i alle vandløb. Disse ændringer implementeres i Sommermodel Sjælland, hvorefter det undersøges om der skal ske yderligere justeringer. Der er derfor brug for et antal iterationer før den endelige løsning opnås.

Værktøjet giver et bud på ændringer i indvinding, ved at der først foretages ændringer opstrøms i vandløbssystemerne. Den ændring, der foretages i indvindingen i det pågældende opland medfører en ændring i $Q_{med,min}$, som medtages ved beregningen i nedstrøms oplande.

Den opstillede metode til gennemgang af vandløbssystemerne, hvormed der forsøges at opnå målopfyldelse i alle vandløbsoplande, baseres på følgende:

1. Med værktøjet beregnes de enkelte hovedoplande, så der startes med de opstrøms deloplande. Derefter beregnes alle de deloplande, hvor der eksisterer opstrøms beregnet deloplande. På denne måde gennemgås alle deloplande.
2. For en given indvindingsstrategi gennemføres en modelberegning.
3. Først modelberegnes $Q_{med,min}$ i en given synkronstation ved hhv. det valgte indvindingsscenario (benævnt $Q_{med,sce}$) og uden indvinding i oplandet (benævnt $Q_{med,sce0}$). Differensen mellem de to modelværdier beskriver ændringen i $Q_{med,min}$ og den værdi adderes til den målte aktuelle $Q_{med,min}$ ($Q_{med,obs}$). Den fremkomne værdi (benævnt $Q_{med,act}$) benyttes ved vurderingen af målopfyldelse.
4. I en given station undersøges det om der er målopfyldelse. Dette er tilfældet hvis $Q_{med,krav} \leq Q_{med,act} + Q_{spildevand}$, hvor
$$Q_{med,krav} = \text{kravværdi til } Q_{med,min}$$
$$Q_{spildevand} = \text{spildevandsafstrømning fra oplandet}$$
5. Behovet for ændring i $Q_{med,min}$ i det aktuelle opland justeres ved at medtage estimerede ændringer i afstrømningen fra evt. opstrøms oplande og tilløb.
6. Hvis der ikke er målopfyldelse, sammenholdes den manglende vandføring med differensen mellem $Q_{med,sce}$ og $Q_{med,sce0}$ og en fraktion bestemmes. Fraktionen anvendes som bud på den nødvendige reduktion af indvindingen ud fra en antagelse om, at vandløbspåvirkningen er lineært afhængig af indvindingens størrelse.
7. Indvindinger, der vurderes at påvirke vandløbet, justeres ved at multiplicere indvindingen med den beregnede fraktion. Indvindinger med en estimeret påvirkning under 2 % af den samlede påvirkning bliver ikke justeret.

8. Den samlede ændring i indvindingen beregnes for indvindinger tilknyttet det aktuelle opland, og en estimeret vandløbspåvirkning beregnes. Den estimerede påvirkning på Q_{medmin} anvendes ved nedstrøms oplande, pkt. 5.

Metoden kræver, at man er systematisk således at 1) alle oplandene beregnes i en rækkefølge således at opstrøms påvirkning kan medtages, og 2) påvirkningen fra indvindingerne skal estimeres. Det skal understreges at værktøjet giver et bud på indvindingsstrategien, som undersøges med modellen, og der er derfor brug for et antal iterationer, før der foreligger et bud på indvindingsstrategi, der giver målopfyldelse.

Ad 7) I et givet opland estimeres påvirkningen af vandløbet for alle borer beliggende i oplandet og de 5 nærmeste nabooplande, dog kun for borer inden for en afstand af 5 km fra vandløbet. Påvirkningen estimeres analytisk på baggrund af indvindingens størrelse, afstand til vandløbet, dæklagets tykkelse og hydrauliske parametre.

RESULTATER

Der er opstillet scenarier, som hver afspejler forskellige indvindingsstrategier eller undersøger aspekter af disse. Scenarierne er:

- Scenarium 0 – Ingen indvinding
- Scenarium 1 – Nuværende forhold (med aktuel indvinding)
- Scenarium 2 – Reduktion af indvindingen
- Scenarium 3 – Udledning i udvalgte vandløb
- Scenarium 4 – Øgning og reduktion af indvinding

Justeringen af de eksisterende indvindinger er foretaget ved brug af det tidligere beskrevne analytiske værktøj, der justerer indvindingsmængderne ud fra målopfyldelsen i et givent opland. Effekten af den opnåede indvindingsstruktur er efterfølgende undersøgt ved brug af Sommermodel Sjælland.

Udgangspunktet for beregningerne er den nuværende tilstand, hvor der med en indvinding på ca. 190 mio. m³/år er 118 oplande uden målopfyldelse. Målet er at nedbringe antallet af oplande uden målopfyldelse. Målopfyldelsen på de enkelte oplande under de nuværende forhold (scenarie 1) ses på

Figur 3. Figuren viser hvorledes oplande med og uden målopfyldelse fordeler sig på Sjælland. Det ses at hovedparten af oplande, hvor der mangler vand koncentrerer sig i den østlige del af Sjælland, hvorimod der generelt er nok vand i vandløbene i den vestlige og sydvestlige del af Sjælland.

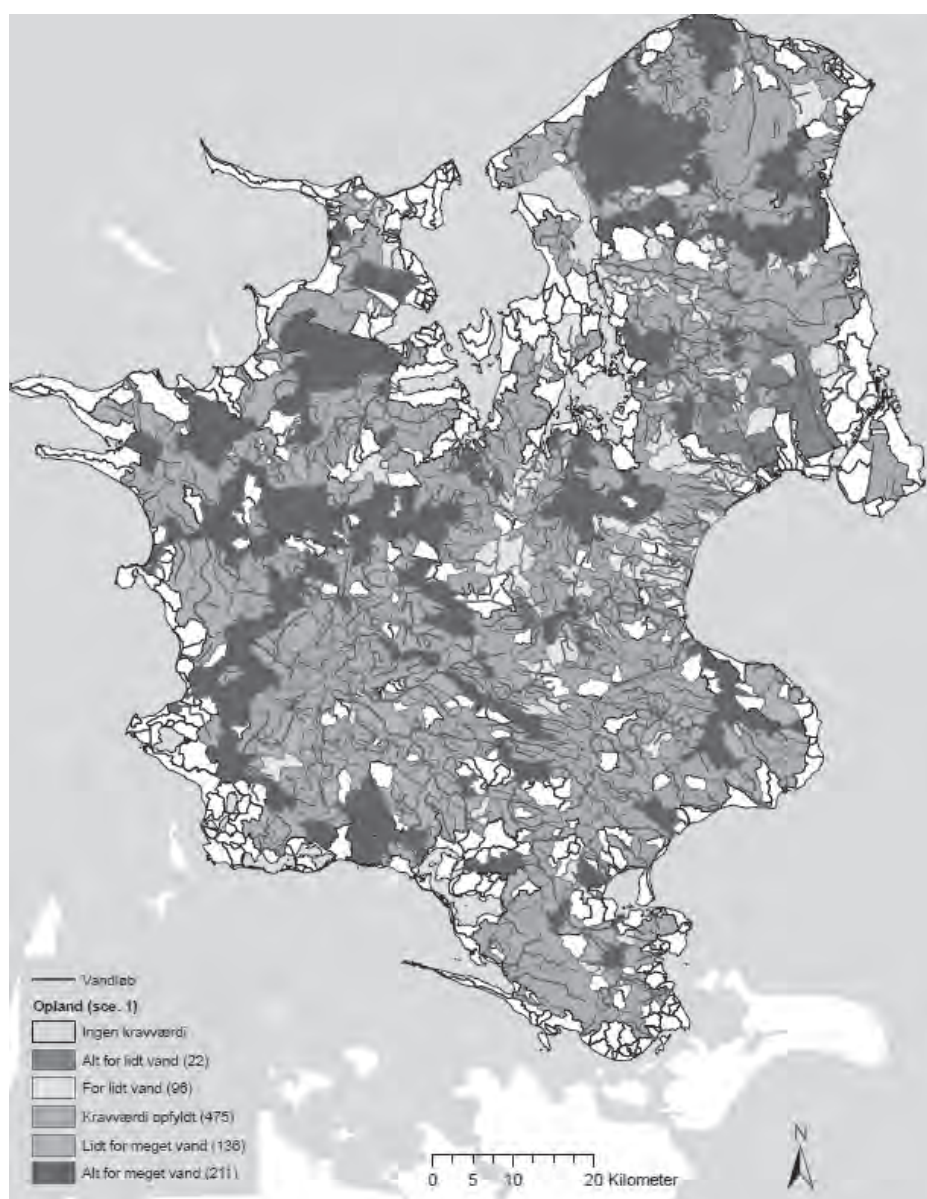
I scenarie 2 til 4 beskrives forskellige indvindingsstrukturer, der forsøger at opnå målopfyldelse ved hhv. udelukkende at reducere indvindingen, ved brug af udledninger eller ved at ændre indvindingen. Udledninger er her tilføjet i modellen, hvor der kun kræves en lille udledning før målopfyldelse opnås.

Tabel 2 viser målopfyldelsen for de forskellige scenarier. Antallet af oplande med tilknyttede krav til Q_{medmin} er opgjort i 5 klasser, der er anvendt til at beskrive den aktuelle Q_{medmin} i forhold til kravværdierne.

Tabel 2: Målopfyldelse på oplande for de enkelte scenarier

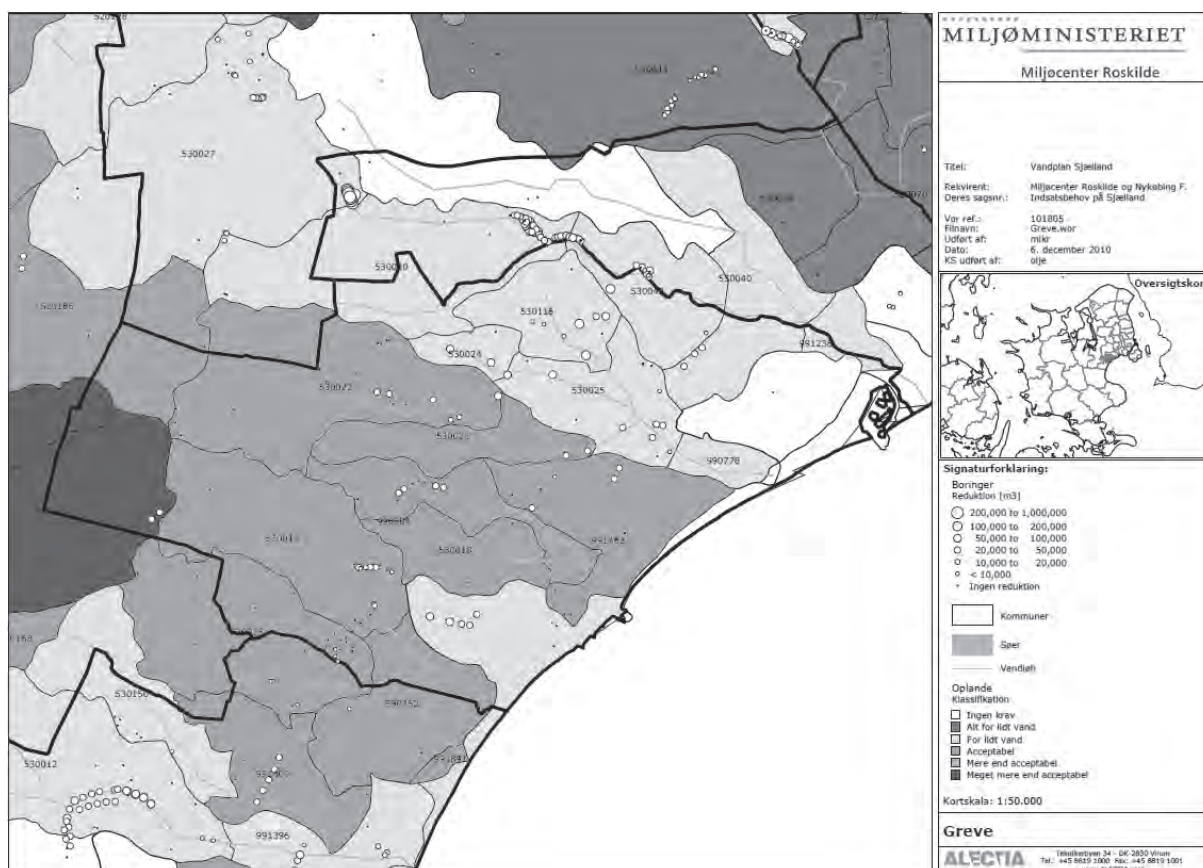
Klassifikation	Sce. 1	Sce. 2	Sce. 3	Sce. 4
Alt for lidt vand	22	0	21	1
For lidt vand	96	31	15	41
Kravværdi opfyldt	475	493	436	504
Lidt for meget vand	136	166	206	151
Alt for meget vand	211	253	262	243
<i>Oplande uden målopfyldelse</i>	<i>118</i>	<i>31</i>	<i>36</i>	<i>42</i>

^{*)} I scenarium 3 tildeles en udledning på totalt 103 l/s 4 mdr. om året.



Figur 3: Nuværende forhold

For alle scenarierne er det gældende, at der ikke opnås fuld målopfyldelse efter 2 iterationer med værktøjet. På baggrund af beregningerne i scenarie 2 er der udfærdiget detailkort (et for hver kommune), som viser hvilke boringer, der bliver genstand for reduktion efter 2 iterationer, se Figur 4. Kortet skal betragtes som indikator på hvilke boringer, der har størst betydning for vandføringen i området, men det vurderes ikke at være anvendeligt til direkte anvendelse i administrationen af indvindingstilladelser.



Figur 4: Eksempel på kommune kort med resultater fra scenarie 2.

Det vurderes, at en mere optimal løsning, for at opnå målopfyldelse af krav til Q_{medmin} kan opnås ved en kombination af de benyttede scenarier.

DISKUSSION OG KONKLUSION

Ved vurderingen af resultaterne er det afgørende at vurdere usikkerheden på beregningsgrundlaget for resultaterne. Dette indeholder en vurdering af usikkerheden på den benyttede model, den anvendte metode og det udviklede værktøj.

Overordnede set vurderes det, at kombinationen af modelberegninger og estimerede påvirkninger af indvindingen på boringsniveau er en anvendelig metode til evaluering af en given indvindingsstruktur. På overordnede niveau vurderes, at modellen kan beskrive effekterne på medianminimumsvandføringerne. Det skal dog bemærkes, at hvis det nuværende beslutningsgrundlag skal forbedres, resulterende i en mindre usikkerhed, vurderes følgende områder at være centrale:

- Ved at inddrage historiske vandløbsobservationer har det været forsøgt at vurdere, hvorledes modellens evne til at repræsentere den upåvirkede situation (uden indvinding) påvirker de endelige kravværdier. Ud fra 3 vandføringsstationer er der ikke noget entydigt billede, men da der specielt for Køge Å kunne observeres en stor forskel på modelberegnete og observerede historiske data, anbefales det at benytte historiske data i fremtidige undersøgelser.
- Der er et misforhold mellem modellens opløsning (500 x 500 meter) samt størrelsen af de oplande, hvor der foretages den endelige vurdering. Det anbefales derfor, at undersøge om skalaeffekten er afgørende. Dette kan undersøges ved opstilling af en model, evt. for et delområde, med en finere horisontal opløsning.
- Den benyttede vandløbsbeskrivelse (routing) medfører en usikkerhed på beregningen af udvekslingen mellem grundvand og vandløb. Med en mere detaljeret beskrivelse af vandløbene kan der opnås en mere realistisk beskrivelse af vandstandene i vandløbene. Det kan ligeledes være relevant at inddrage observerede værdier for vandstande i kalibreringen.
- Der er ved hvert scenarie foretaget 2 iterationer. Det vurderes, at flere iterationer vil resultere i en bedre optimeret indvindingsstruktur.
- Udpegningen af hvilke boringer, der skal være genstand for indvindingsreduktion bør evalueres. I forhold til eventuel anvendelse i administrationen af indvindingstilladelser bør der foretages en differentiering i forhold til hvilke boringer, der har størst betydning for vandføringen.

På baggrund af den kompleksitet der ligger i at håndtere mange indvindingsboringer (> 5.000) samt at opnå målopfyldelse på 940 synkronstationer, vurderes det at være nødvendigt med en automatiseret metode. Det vurderes at den benyttede metode er brugbar til vurderinger af ændringerne i forhold til opfyldelse af målsætningerne i Vandplan 2010. Samtidigt må det erkendes at der er betydelige usikkerheder ved brugen af Sjællandsmodellen (konceptuel beskrivelse, skala, vandløbsudveksling, indvindingspåvirkning mm.), og disse usikkerheder skal medtages ved den fremtidige administration i forhold til Vandrammedirektivet.

REFERENCER

- /1/ Højbjerg, A.L., m. fl. (2008). National Vandressource Model - Sjælland, Lolland, Falster og Møn – Opdatering januar 2008, GEUS rapport 2008/65. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, København.
- /2/ Notat – KS NOVANA 2-Layer model, Sommervandføringer, notat udarbejdet af ALECTIA for Miljøcenter Roskilde og Nykøbing, 2009.
- /3/ Notat – Umålte oplande, notat udarbejdet af ALECTIA for Miljøcenter Roskilde og Nykøbing, 2009.
- /4/ Notat – Indvindingsstruktur, notat udarbejdet af ALECTIA for Miljøcenter Roskilde og Nykøbing, 2009.
- /5/ Notat – MIKE 11 tilpasninger, notat udarbejdet af ALECTIA for Miljøcenter Roskilde og Nykøbing, 2009.
- /6/ Fastsættelse af kravværdier for økologisk acceptable minimums-vandføringer i vandløb på Sjælland. Notat udarbejdet af Miljøcenter Roskilde, januar 2009.

DATABEHOV TIL DOKUMENTATION AF TILTAG TIL OPFYLDELSE AF VANDPLANER

Hydrogeolog Jan Kürstein
NIRAS A/S

Geolog Bent Kjær Hansen
Civilingeniør Dani Mikkelsen
Frederikssund Kommune

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

I oktober 2010 blev vandplanerne meldt ud. Høringsperioden på 6 måneder varer frem til april 2011. Herefter skal vandplanerne implementeres i løbet af den næste vandplansperiode i forbindelse med kommunernes handleplaner.

Kommunerne er forpligtigede til at indarbejde de rammer, som vandplanen giver i deres handleplaner.

I hele forløbet er der behov for dokumentation. Både for at vurdere om vandplanens krav er rimelige og til at planlægge de tiltag, der skal igangsættes.

Med udgangspunkt i Frederikssund Kommune vurderes omfanget af den dataindsamling, der bør udføres samt et bud på de omkostninger, der er forbundet med indsamling og bearbejdning af data.

INDLEDNING

I de udmeldte vandplaner er grundvandsressourcens størrelse primært vurderet i forhold til påvirkningen af sommervandføringen. Det er vurderet, hvilke virkemidler, der er nødvendige at implementere for at opnå den tilstrækkelige vandføring i vandløbene.

På Sjælland er de valgte virkemidler primært en kombination af reduceret indvinding og udpumpning. På de vandløbsstrækninger, hvor der er tæt på målopfyldelse, er udpumpning valgt som det primære virkemiddel.

Beregningerne der ligger til grund for den første generation af vandplaner på Sjælland er vurderet på baggrund af Sommermodel Sjælland. Sommermodel Sjælland er en speciel version af DK-model Sjælland /1/ der er specielt møntet på at kunne vurdere den indvindingsbetingede påvirkning af sommervandføringen. Sommermodel Sjælland er en regional model med ensartede parametre for hele Sjælland.

Kombinationen af den hydrologiske models regionale karakter og i mange områder et mangelfuldt datagrundlag betyder, at det i mange områder er nødvendigt med yderligere dokumentation i form af vandløbsmålinger, pejlinger, vandstande i søer og moser mv. Den yderligere dokumentation er nødvendig, dels for at vurdere vandplanens krav, dels for at vurdere effekten af de tiltag, der igangsættes.

Såfremt der ikke iværksættes yderligere dataindsamling, genereres ikke det mest optimale grundlag, når der skal træffes beslutning om de tiltag, der skal til for at opfylde vandplanens rammer. Det kan føre til valg af tiltag, der ikke er de mest hensigtsmæssige og i værste fald uden effekt.

Datagrundlaget skal fremskaffes indenfor den næste årrække. I forhold til at der skal gives nye indvindingstilladelser i 2013, er det vigtigt, at indsamlingen starter så hurtigt som muligt.

Indlægget er et forsøg på at kigge fremad. Som grundlag for udarbejdelsen af vandplanerne er der gjort et stort stykke arbejde på det eksisterende datagrundlag. Men på trods af, at grundvandskortlægningen i Frederikssunds Kommune stort set er færdigt, er det nødvendigt

med en ny fase med indsamling af data. Spørgsmålet er så, i hvilket regi den supplerende dataindsamling skal foregå.

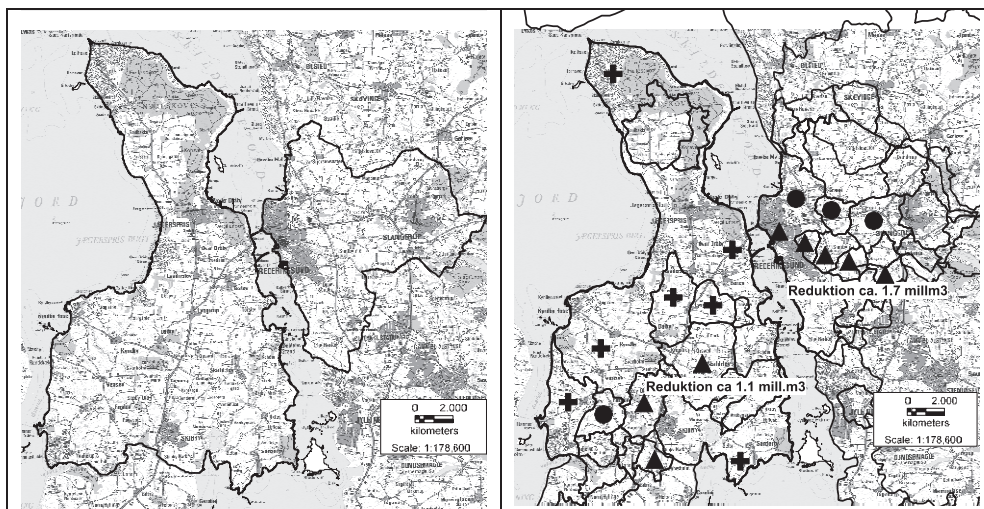
FORMÅL

Formålet med dette indlæg er at sætte fokus på den dataindsamling, der er nødvendig for at kunne dokumentere effekten af de tiltag, der indbygges i de kommunale handleplaner for at kunne opfylde vandplanen. Dokumentationen skal benyttes både i planlægningsfasen, hvor tiltagene skal vurderes og vælges, men også efterfølgende hvor de udførte tiltag skal vurderes. Den nødvendige dataindsamling vurderes på baggrund af en konkret kommune – Frederikssund Kommune.

FREDERIKSSUND KOMMUNE

Den nye Frederikssund Kommune er en sammenlægning af den oprindelige Frederikssund Kommune med Slangerup Kommune og de gamle kommuner på Hornsherred – Jægerspris Kommune og Skibby Kommune.

Den nye kommune er vist på figur 1. Hornsherred er den del af kommunen, der ligger vest for Roskilde Fjord.



Figur 1: Til venstre: Frederikssund Kommune. Til højre /efter ref 4/: Vandplanes krav til reduktion i oplande - Trekanter: reduktion påkrævet, prikker: overskud af vand, Krydser: Ingen kravværdier. I de øvrige deloplande er der balance.

I de oprindelige Frederikssund og Slangerup Kommuner, beliggende på den østlige side af Roskilde Fjord, har der gennem en lang årrække været en intensiv indvinding af grundvand som i dag ligger på knap 5 millioner m^3 om året. Foruden den lokale indvinding har Københavns Energi flere kildepladser beliggende i området. På Hornsherred indvindes ca. 2.5 millioner m^3 om året, og en tidligere ressourceundersøgelse /2/ har vist, at der er ressourceoverskud på Hornsherred som helhed – især er der potentiale i at indvinde det grundvand,

der er på vej ud i Isefjorden i den sydvestlige del af Hornsherred. Ifølge /2/ er det et resourceoverskud på adskillige millioner m³ på Hornsherred.

I vandplanen er det meldt ud, at der skal reduceres med ca. 1.7 millioner m³ i kommunen øst for Roskilde Fjord (Sillebro Å) mens indvindingen skal reduceres med ca. 1.1 millioner m³ på Hornsherred. Den i vandplanen krævede indvindingsreduktion i oplandene øst for Roskilde Fjord er måske ikke overraskende, set i lyset af den intensive indvinding i området. Til gengæld er den krævede indvindingsreduktion på Hornsherred overraskende – den var tværtimod slet ikke forventet.

Beregningen af vandløbspåvirkningen er sket på grundlag af DK-modellen med regionalt kalibrerede parametre /3/. På grundlag af modellen er der estimeret et behov for en reduktion af indvinding i tre oplande på Hornsherred (jævnfør fig. 1). På størstedelen af Hornsherred er der ikke opstillet kravværdier i forhold til vandløbspåvirkningen. Tidligere undersøgelser har estimeret, at der potentielt kan flyttes en stor mængde grundvand til disse oplande – men dette resourceoverskud fremgår ikke af vandplanens beregninger. Der er således brug for nye data, der kan dokumentere den potentielle ressource i disse oplande – en ressource, der er vigtig at have med, når tiltagene i den kommunale handleplan skal planlægges.

Alt i alt giver dette kommunerne store udfordringer i forbindelse med udarbejdelsen af de tiltag der skal igangsættes for at opfylde vandplanens indvindingsrammer. I Frederikssund Kommune er der mulighed for at flytte indvindingen til et par nabooplande med vandoverskud – men det virker ikke hensigtsmæssigt at flytte indvinding på det nuværende grundlag.

I det følgende gennemgås de datatyper, der vurderes som nødvendigt for at kunne give en tilstrækkelig dokumentation af grundvandsindvindingens påvirkning det hydrologiske system og derved vurdere effekten af handleplanerne. Det er nødvendigt, at de indsamlede data implementeres i en lokalt forankret model som omtalt i næste afsnit. De enkelte datatyper præsenteres og diskuteres, og der gives et prisoverslag på omkostningerne forbundet med indsamlingen og bearbejdningen.

Hydrologiske modeller

Vandplanen er baseret på DK-modellen. På Sjælland er modellen kalibreret på regionalt niveau. Dette bevirker, at der ofte er en skævvridning i beregningsresultaterne på lokalt niveau. Beregningerne forekommer ikke mindst at være meget usikre på Hornsherred. Derfor er det vigtigt at beregningerne i fremtiden tager udgangspunkt i en lokal forankret model.

Der findes allerede en kommunemodel for Frederikssund. Der foreslås derfor en handleplan, hvor de to modeller sammenkøres til en lokal hydrologisk model for kommunen. Den lokale model kan etableres på to måder:

- Ved detaljere DK-modellen for Frederikssund Kommune
- Eller ved at opgradere den eksisterende model for Frederikssund til en dynamisk model /5/

Den lokale model optimeres på baggrund af den igangsatte dataindsamling. På baggrund af den optimerede model vurderes om vandplanens krav er realistiske og derefter, hvilke tiltag der skal igangsættes.

Vandløbsmålinger

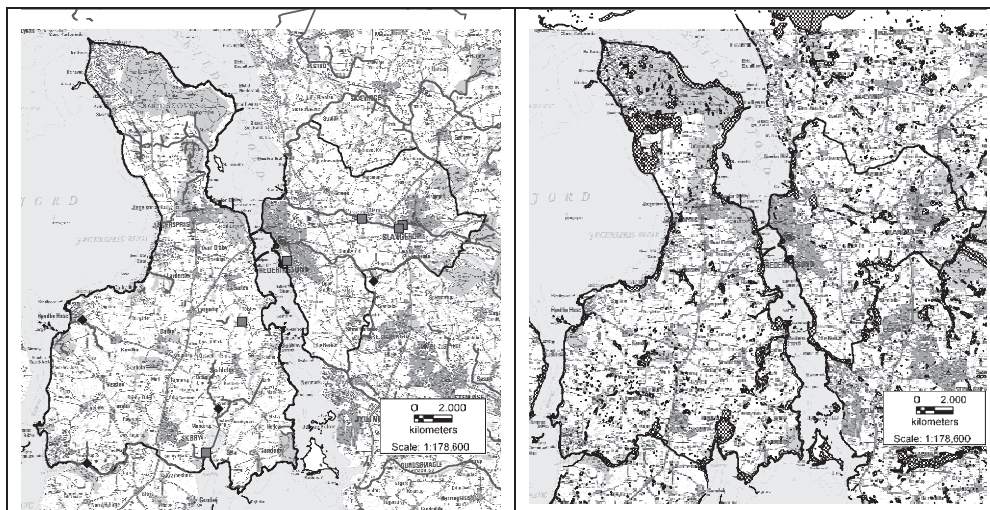
Vandløbsmålinger er essentielle for at kunne beskrive vandbalanceforholdene i området og påvirkningen af vandløbene. De udgør desuden et meget vigtigt fundament for kalibreringen af den lokale hydrologiske model og til at dokumentere vandløbspåvirkningen. I Frederikssund Kommune er der en del etablerede vandføringsstationer øst for Roskilde Fjord (jævnfør figur 2). I Sillebro Å systemet vil det dog være hensigtsmæssigt at placere en vandføringsstation opstrøms i vandløbssystemet for at kunne dokumentere effekten af tiltag på denne vandløbsstrækning. Medianminimumsberegningerne er generelt foretaget for små deloplande på grundlag af en storskala model. Derfor vil det ofte være hensigtsmæssigt at lave vandføringsmålinger i de opstrøms dele af vandløbssystemerne som oftest er de mest sårbare. På Hornsherred mangler der især vandføringsstationer i de vandløb der løber til Isefjorden. Alt i alt vurderes det, at der bør etableres 2-4 ekstra vandføringsstationer i Frederikssund Kommune. Et forslag til placering af disse fremgår af figur 2.

Et overslag på prisen for at etablere disse vandføringsstationer inklusiv dataopsamling og data bearbejdning fremgår af tabel 1.

Vandspejl i våde naturtyper

I vandplanen har fokus været på medianminimumsvandføringen. Når der skal gives nye indvindingstilladelser, rettes fokus også mod påvirkningen af vandspejlet i beskyttede naturtyper. Det er derfor nødvendigt at måle vandspejlet i våde naturtyper for at kunne dokumentere påvirkningen af dem. Målinger af vandspejl i våde naturtyper vil også være med til at optimere den lokale hydrologiske models beskrivelse af interaktionen mellem grundvand og overfladevand.

Beskyttede naturtyper i Frederikssund kommune fremgår af figur 2. Der findes mange beskyttede naturtyper f.eks. på Hornsherred, hvor vandspejlet burde måles, før der flyttes rundt på indvindingen. Hvor let det er måle vandspejlet i våde naturtyper afhænger af tilgængeligheden, er der et decideret tilgængeligt frit vandspejl, der er repræsentativt for det øvre grundvandsspejl, eller skal der udføres en kort monitoringsboring.



Figur 2 . Til Venstre: Vandføringsstationer. Firkanter viser beliggenhed af eksisterende vandføringsstationer i Frederikssund Kommune. Ruder viser forslag til supplerende vandføringsstationer. Til højre: Beskyttede naturtyper i Frederikssund Kommune

Et overslag på prisen for at måle vandspejlet inklusiv GPS på 10 lokaliteter fremgår af tabel 1. I prisfastsættelsen er det forudsat, at der kan måles et frit vandspejl på lokaliteten.

Boringslokalisering

Formålet med en boringslokalisering er en registrering af boringer og brønde og efterfølgende pejling af grundvandsstanden med henblik på at fremskaffe oplysninger om grundvandets potentiale forhold i det eller de grundvandsmagasiner der findes i kortlægningsområdet. Resultaterne af registreringen skal bl.a. anvendes til at få vurderet den geografiske spredning af de boringer, som kan pejles og foretages typisk før en pejerunde. Der udarbejdes lokaliseringskemaer, som kan bruges som grundlag for senere pejerunder.

I Frederikssund Kommune er der generelt et godt datagrundlag til stede i det primære grundvandsmagasin (kalken), mens datagrundlaget er mere mangelfuldt i de sekundære grundvandsmagasiner.

I Frederikssund Kommune vil det derfor være ønskeligt at finde yderligere boringer/brønde/filtre i de sekundære grundvandsmagasiner, jævnfør figur 3.

Et overslag for at udføre en boringslokalisering inklusiv GPS og pejling fremgår af tabel 1.

Pejerunde og optegning af potentialekort

Pejerunder for primære og sekundære grundvandsmagasiner vurderes at være et meget vigtigt element, når effekten af handleplanerne skal dokumenteres og som arbejdsgrundlag, når det skal besluttes, hvilke tiltag der skal udføres. En pejerunde giver et billede af det nuværende potentialeniveau, strømningsretninger og gradienter. Ved sammenligning med senere udførte pejerunder kan ændringer i strømningsretninger og gradienter evalueres.

En pejerunde giver også et godt grundlag for at opdatere den lokale hydrologiske model. Det vil være optimalt med flere pejerunder det første år (de 4 årstider) kombineret med pejletidsserier fra dataloggere. Derved vil man have et godt grundlag for at optimere den lokale hydrologiske model. I det efterfølgende år kan frekvensen nedsættes til f.eks. to gange.

En pejerunde udføres typisk over 2-3 dage. En overslagspris for at udføre en pejerunde fremgår af tabel 1.

Pejling af primært grundvand

Datagrundlaget er vidt forskellig for de sekundære og primære grundvandsmagasiner. Fokus har generelt været på de primære grundvandsmagasiner. Datagrundlaget for det primære grundvandsmagasin er generelt godt i Frederikssund Kommune – mens datagrundlaget for de sekundære magasiner er begrænset.

På figur 3 er vist placeringen af filtre med pejletidsserier i det primære grundvandsmagasin. Tætheden af pejletidsserier øst for Roskilde Fjord er fin. På Hornsherred vurderes det til gengæld at være nødvendigt at påbegynde opsamling af tidsserier for udviklingen af potentialet i det primære grundvandsmagasin. De dynamiske data er vigtige for optimeringen af den lokale hydrologiske model og for den generelle forståelse af dynamikken i området.

Det vurderes, at der bør igangsættes i størrelsesordenen 3-5 pejletidsserier i det primære grundvands på Hornsherred for at få en nogenlunde fyldestgørende dækning. Opsamlingen

af data sker ved hjælp af dataloggere. Data skal jævnligt tappes og bearbejdes til videre brug.

Ca. omkostninger ved at nedsætte dataloggere, indsamle og bearbejde data fremgår af tabel 1.

Pejling af sekundært grundvand

Der findes forholdsvis få pejlinger fra sekundære grundvandsmagasiner og især meget få tidsserier. Dette er en stor svaghed på grund af den store fokus på interaktionen på interaktionen mellem grundvand og overfladevand. På figur 3 er vist placeringen af borer filteret i sekundære grundvandsmagasiner. Den geografiske spredning af disse borer er meget varierende. I flere sekundære grundvandsmagasiner, der findes i tilknytning til overfladevandssystemer, findes slet ikke nogen filtersatte borer.

Det vurderes, at der bør etableres i omegnen af 10-20 dataloggere for eksisterende filtre i sekundære grundvandsmagasiner. Placeringen af disse skal ses i sammenhæng med monitoreringen af vandløb og moser.

Pejletidsserierne indbygges i den lokalt forankrede hydrologiske model.

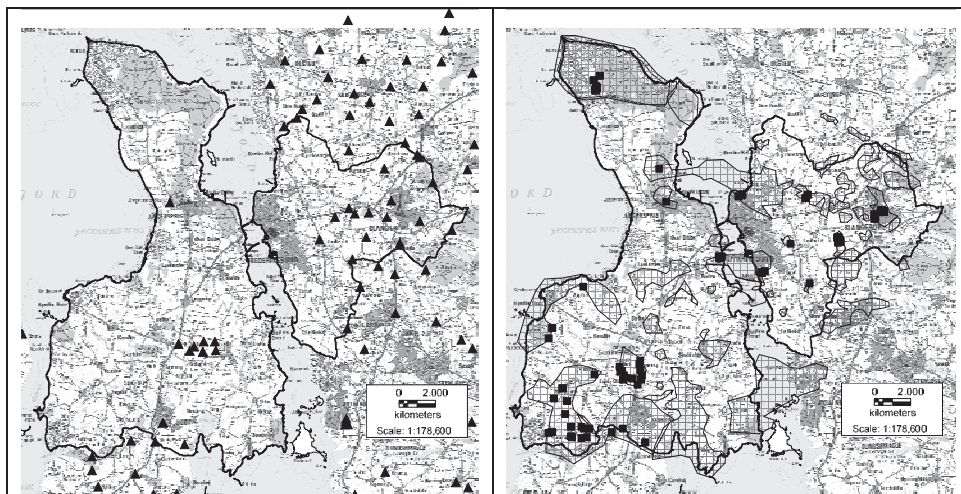
Omkostninger for dataindsamlingen

I tabel 1 er vist overslagspriser for de data, der bør indsamles i Frederikssund Kommune for at kunne dokumentere effekten af vandplanerne. Tallene skal tages, som det er – et overslag på baggrund af det bud på dataopsamling der er lavet i denne artikel.

	Stk	I alt, DKR	Etablering +1 års drift, DKR
Vandføringsmålinger	2		140.000
Vandspejl Våd natur	10	25.000	
Boringslokalisering	50	150.000	
Pejlerunde	50	25.000	
Optegning af potentialekort		20.000	
Dataloggere	10		100.000

Tabel 1 Prisoverslag for indsamling af supplerende data

En boringslokalisering kan virke dyr, men den udgør et godt og værdifuldt grundlag for efterfølgende pejlerunder.



Figur 3 Til venstre: Pejletidsserier i det primære grundvandsmagasin (trekanter). Til højre: Udbredelse af sekundære grundvandsmagasin (skraverede områder) samt placering af borer med filtre i sekundært grundvandsmagasin (firkanter)

DISKUSSION

Med vandplanerne følger indvindingsrammer for deloplande. Da de givne indvindingsrammer mange steder er baseret på et meget tyndt datagrundlag, bør der i mange områder indhentes nye data til at måle effekten af tiltagene og ikke mindst til at vurdere om vandplanens krav er rimelige.

I Frederikssund Kommune er der især på Hornsherred et forholdsvis tyndt datagrundlag. Ud af en samlet årlig indvinding på godt 2.5 millioner m³ på Hornsherred skal næsten halvdelen reduceres eller flyttes til andre oplande. Dertil kommer, at anden indvinding også planlægges flyttet til Hornsherred – det kan f.eks. være en mulighed at flytte en del af indvindingen fra oplandet til Silkeborg Å til Hornsherred. Vurdering af denne flytning/omplacering kræver et bedre datagrundlag end det, der er tilstede i dag. Dette datagrundlag bør allerede etableres i planlægningsfasen, hvor tiltagene skal vurderes, samt efterfølgende hvor de udførte tiltag skal vurderes. Det forbedrede datagrundlag foreslås fulgt op af en lokal hydrologisk model til en genberegning af de krav, der er stillet i vandplanen.

Med baggrund i, at der skal gives nye indvindingstilladelser i 2013, er det problematisk med det begrænsede datagrundlag. Derfor haster det med at få udfyldt de huller, der er i datagrundlaget.

KONKLUSION

I denne artikel er der kigget på datagrundlaget i Frederikssund Kommune med henblik på at sikre en fyldestgørende dokumentation af effekterne af den kommunale handleplan. I Frederikssund Kommune er det nødvendigt med en supplerende dataindsamling allerede i planlægningsfasen. Den supplerende dataindsamling er mest akut på Hornsherred, som er forholdsvis datasvag – men hvor tidligere undersøgelser har estimeret, at der er en potentielt

stor grundvandsressource. Denne grundvandsressource fremgår ikke af vandplanen – men den er vigtig at få belyst og implementeret i den kommunale handleplan.

Den supplerende dataindsamling bør indeholde følgende elementer:

- Etablering af vandføringsstationer
- Pejling af vandspejl i våde naturtyper
- Boringslokalisering og synkronpejlerunde i primære og sekundære magasiner
- Pejletidsserier (dataloggere) i sekundært og primært grundvand

Den supplerende dataindsamling bør allerede være en integreret del af planlægningsfasen, når tiltagene i den kommunale handleplan skal vurderes og efterfølgende, når effekterne skal vurderes. De supplerende data bør indbygges i en lokalt forankret hydrologisk model, som indledningsvist benyttes til kvalitetssikring af vandplanen.

Den supplerende dataindsamling kan umiddelbart forekomme at være en dyr investering, men i det lange løb kan den vise sig at være økonomisk fordelagtigt. Den kan hjælpe med at træffe de rigtige langtidsholdbare beslutninger, når indvindinger skal flyttes imellem oplande for at sikre målopfyldelse ift. vandplanerne. Det er vigtigt at få et totalt overblik over fordelingen af den bæredygtige grundvandsressource, således at ommøbleringen af indvindingen sker mest hensigtsmæssigt.

REFERENCER

- /1/ Højbjerg, A.L., et. Al (2008): National Vandressource Model- Sjælland, Lolland, Falster og Møn – Opdatering januar 2009, GEUS rapport 2008/54, Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse
- /2/ Frederiksborg Amt 2000 : Grundvandsressourcen på Hornsherred
- /3/ Alectia 2009: Vurdering af indvindingsstruktur på Sjælland
- /4/ Miljøministeriet 2010: "Teknisk baggrundsnotat til vandplan 2.2 Isefjord og Roskilde Fjord"
- /5/ Niras, 2008: Grundvandsmodel for Frederikssund Kommune

VURDERING AF GRUNDVANDSMAGASINERS SÅRBARHED

Seniorspecialist Henrik Olsen
Projektleder Troels Jacob Lund
COWI A/S

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

Bestemmelsen af grundvandsmagasinerne nitratsårbarhed er den vigtigste forudsætning for udpegnings af nitratfølsomme områder og indsatsområder med hensyn til nitrat. Det er miljøcentrene over hele landet, som har ansvaret for at bestemme nitratsårbarhed og for områdeudpegnings. For at miljøcentrene kan løse denne opgave ensartet, har der været behov for fælles retningslinjer. I dette indlæg ser vi på, hvor godt Miljøstyrelsens zoneringsvejledning og den senere Geo-vejledning 5 fra GEUS hjælper miljøcentrene til at udføre denne opgave, og vi kommer med forslag til en klar strategi, som skal sikre, at vurderinger og udpegninger udføres ensartet.

INDLEDNING OG FORMÅL

Miljøstyrelsen udgav i 2000 en zoneringsvejledning, som skulle udgøre grundlaget for amternes og senere miljøcentrenes vurdering af nitratsårbarhed, udpegnings af nitratfølsomme områder og indsatsområder med hensyn til nitrat. I 2009 fulgte GEUS op med en geo-vejledning (Geo-vejledning 5), som – med geo-vejledningens ord – skulle sørge for en *begrebsafklaring, præcisering og forenkling*. Derfor burde vi nu have det rette redskab, som sætter miljøcentrene i stand til at udføre opgaven på en ensartet og betryggende måde. Men har vi nu også det?

Dette indlæg kigger nærmere på de uklarheder, der stadig optræder i bestemmelsen af nitratsårbarhed, samt de forskelle som eksisterer mellem zoneringsvejledningen og geo-vejledningen. Vi gennemgår de gældende vejledninger og kommer med anbefalinger til, hvordan miljøcentrene kan håndtere de forskellige vejledningers anbefalinger. Endelig præsenterer vi en metodik til sårbarhedsvurdering og områdeudpegnings med udgangspunkt i intentionerne med vejledningerne, så miljøcentrene fremover kan foretage ensartede vurderinger og udpegninger.

TO VEJLEDNINGER, TRE TYPER OMRÅDER

Zoneringsvejledningen /1/ og Geovejledningen /2/ giver begge anvisning på, hvordan man foretager en udpegnings af følgende tre områdetyper:

- Nitratsårbare områder
- Nitratfølsomme indvindingsområder
- Indsatsområder med hensyn til nitrat

Geovejledningen kom til verden på et tidspunkt, hvor det stod klart, at Zoneringsvejledningen på nogle punkter var upræcis og lidt for kompliceret. Derfor skulle Geovejledningen ikke erstatte Zoneringsvejledningen men snarere præcisere og forenkle nogle af anbefalingerne fra Zoneringsvejledningen og afklare nogle af de begreber, som var uklare /2/. Der optræder dog en række uoverensstemmelser mellem de to vejledninger, og miljøcentrene benytter desuden vejledninger på forskellig måde.

I de næste afsnit gennemgår vi de tre forskellige områdeudpegninger og afvigelserne mellem de to vejledninger. Vi kommer også med anbefalinger til, hvordan miljøcentrene kan håndtere vejledningernes anbefalinger, så vi har en klar strategi, og udfører vurderinger og udpegninger ensartet. Al kursiveret tekst er refereret direkte fra den angivne kilde.

NITRATSÅRBARE OMRÅDER

Zoneringsvejledningen fastlæggelse af de nitratsårbare områder fremgår af Figur 1.

Der opereres med tre sårbarhedskategorier: lille, nogen og stor sårbarhed, og både vandtype og sedimentkarakteristika indgår i klassificeringen.

Vandtype	Egenskaber for dæklag og grundvandsmagasin	Nitrat-sårbarhed	Regulering af nitratbelastning
Grundvand fra methanzonen og fra jern- og sulfatzonen	<ul style="list-style-type: none"> Dæklag af fed, grå ler eller glimmerler <i>eller</i> Dæklag med højt organisk indhold, evt. brunkul <i>eller</i> Tykkelse af reducerede (grå), sammenhængende lerdæklag er > 15 m <i>eller</i> Reduceret magasinbjergart med indhold af organisk materiale, pyrit og evt. brunkul. 	lille	Generel regulering
Grundvand fra jern- og sulfatzonen	<ul style="list-style-type: none"> Dæklag af oxideret sand med slirer af silt og ler <i>eller</i> Dæklag af reduceret, gråt sand eller gråt / gråsort sand med lignit eller pyrit <i>eller</i> Tykkelse af reducerede (grå), sammenhængende lerdæklag er 5 - 15 m <i>eller</i> Reduceret magasinbjergart. 	nogen	Supplerende regulering overvejes
Grundvand fra ilt- og nitratzonerne	<ul style="list-style-type: none"> Kun dæklag af oxideret, gulligt-gulbrunt sand og / eller ler <i>eller</i> Tykkelse af reducerede, sammenhængende lerdæklag er < 5 m <p>og</p> <ul style="list-style-type: none"> Magasinbjergart uden større reduktionspotentiale. 	Stor	Supplerende indsats er nødvendig hvis området er belastet med nitrat

Figur 1 Princip for fastlæggelse af nitratsårbarhed iht. Zoneringsvejledningen.

I Geovejledningen er nitratsårbarhed defineret ved (s. 8):

Nitratsårbare grundvandsmagasiner er grundvandsmagasiner med stor og nogen nitratsårbarhed jf. Zoneringsvejledningen (MST, 2000) vurderet på baggrund af detailkortlægningen. Ikke-nitratsårbare grundvandsmagasiner er grundvandsmagasiner med lille nitratsårbarhed jf. Zoneringsvejledningen (MST, 2000) vurderet på baggrund af detailkortlægningen (s. 8).

Desuden står der i Geovejledningen (s. 8):

Det anbefales at nogen og stor nitratsårbarhed (anvendt i Zoneringsvejledningen) slås sammen.

Endelig anbefales det (s. 8): *at begrebet "nitratsårbarhed" kun bruges i forbindelse med vurderingen af grundvandsmagasineres sårbarhed, mens begrebet "nitratfølsomhed" kun knytter sig til selve udpegningerne.*

Geovejledningen skelner endvidere mellem udtrykkene vurdering, der knytter sig til nitratsårbarhed, samt udpegning og fastlæggelse, der udelukkende anvendes til nitratfølsomme områder og indsatsområder mht. nitrat.

Geovejledningen anbefaler, at de faktorer, der fremgår af Figur 2, anvendes ved vurdering af et grundvandsmagasins nitratsårbarhed:

Grundvandsmagasinets sårbarhed NY	Nitrat-sårbarhed (MST, 2000)	Egenskaber af lerdæklag og grundvandsmagasin			Grundvandsressourcens kvalitet	Grundvandsdannelse og gradient
Ikke-nitrat-sårbart	Lille	Dæklag har god nitrat-reduktions-kapacitet eller	Lerdæklag > 15 m eller	Reduceret magasinbjergart med god nitrat-reduktions-kapacitet	Reduceret ikke-nitratholdigt grundvand Vandtype C og D	Ingen eller lille grundvandsdannelse Gradient: opadrettet
Nitratsårbart	Nogen	Dæklag er uden større nitrat-reduktions-kapacitet eller	Lerdæklag 5 - 15 m eller	Reduceret magasinbjergart	Svagt reduceret grundvand med en ustabil vandkvalitet Vandtype C med stigende sulfatindhold	Nogen grundvandsdannelse Gradient-forhold: ingen eller svag nedadrettet
	Stor	Dæklag er helt oxideret eller	Lerdæklag < 5 m og	Magasinbjergart er uden større nitrat-reduktions-kapacitet	Nitratholdigt grundvand Vandtype A og B	Stor grundvandsdannelse Gradient: Nedadrettet

Figur 2 Faktorer til vurdering af et grundvandsmagasins sårbarhed iht. Geovejledningen.

Diskussion af forskelle

De væsentligste forskelle er, at Zoneringsvejledningens nogen og stor nitratsårbarhed slås sammen i Geovejledningen, at gradienten og grundvandsdannelsen indgår specifikt i Geovejledningens vurdering, samt at egenskaberne ved dæklagene er forenklede i Geovejledningen. Desuden indeholder Geovejledningen en klarere definition i forhold til brug af vandtypen.

Anbefaling

Vi anbefaler at tage udgangspunkt i Geovejledningens metode og faktorer, bortset fra lerdæklagstykkelsen, hvor Geovejledningen ikke skelner mellem reduceret og oxideret ler.

Hvis der er ét primært magasin vurderes nitratsårbarheden for dette. Er der tale om flere magasiner med indvindingsinteresser bør nitratsårbarheden vurderes for hvert af disse. En samlet udpegning af nitratfølsomhed kan da baseres på en foreningsmængde af de magasin-specifikke nitratsårbarheder.

Nedenfor gennemgås de enkelte faktorer, som indgår i sårbarhedsvurderingen.

Nitratreduktionskapacitet. Som regel vil der sjældent være oplysninger om dæklagenes nitratreduktionskapacitet, og denne faktor vil i praksis ofte udgå af vurderingen. Skulle der foreligge sådanne oplysninger, er det dog tvivlsomt om de er tilstrækkeligt sikre (f.eks. pga.

formodning om sprækkestrømning) til at være mere afgørende end den kumulerede dæklagstykkelse. Det må dog bero på en konkret vurdering.

Dæklagstykkelse. Dæklagstykkelsen tages fra den geologiske model, og beregnes som den kumulerede lertykkelse fratrasket den oxiderede del af leret.

Magasinbjergart. Normalt vil der ikke være oplysninger om magasinbjergartens nitratreduktionskapacitet. Er der oplysninger, skal de dog indgå i sårbarhedsvurderingen, så et magasin med god nitratreduktionskapacitet vurderes som ikke-sårbart.

Grundvandstype. Grundvandstypen bestemmes i forbindelse med den grundvandskemiske kortlægning. Det kan være en fordel at bede grundvandskemikeren om at foretage en afgrænsning af områderne med de forskellige vandtyper allerede i forbindelse med bestemmelsen af disse i trin-2-kortlægningen.

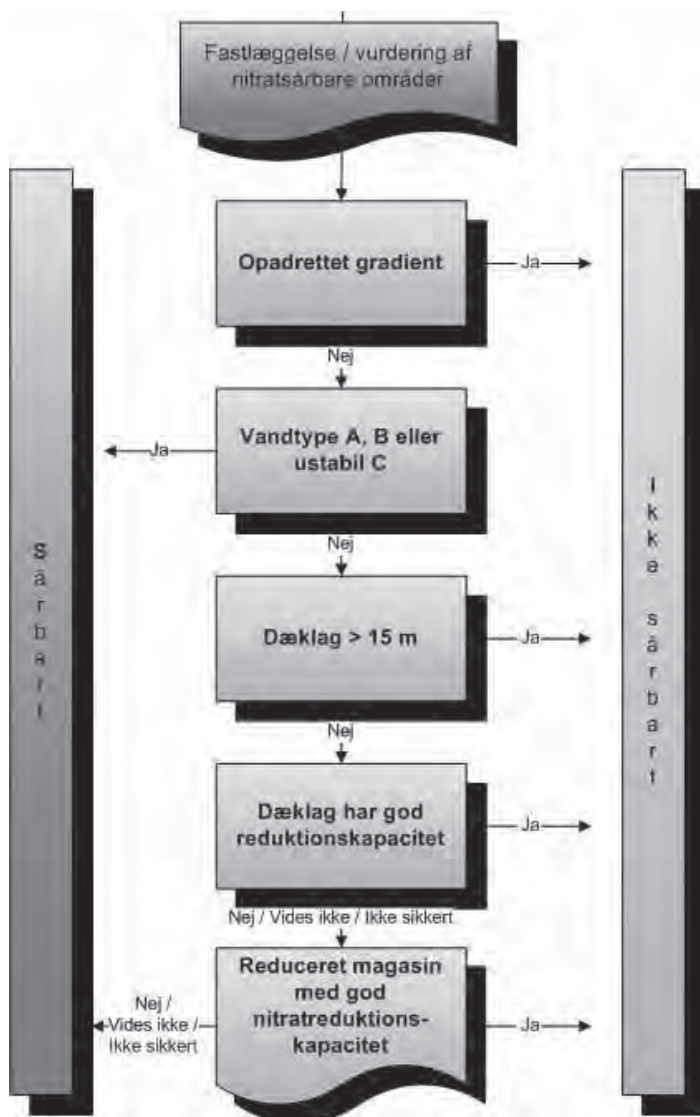
Desuden kan bestemmelsen af vandtype C med stigende sulfatindhold være svær at foretage, hvis der f.eks. kun ligger én analyse (hvorfor en stigning derfor ikke kan påvises), men med et højt sulfatindhold. Det taler igen for at få grundvandskemikeren til at afgrænse områder med de forskellige vandtyper, og allerede i den proces komme med klare anbefalinger til, om vandanalysen fra en given boring bør give anledning til, at magasinet vurderes sårbart.

Grundvandsdannelse og gradient. Hvis der er opstillet en grundvandsmodel for området, kan den arealdistribuerede grundvandsdannelse hentes herfra. Findes der ikke en grundvandsmodel, må det antages, at grundvandsdannelsen er nogen eller stor overalt.

Gradient vurderes ud fra potentialekort (øvre vandspejl fratrasket vandspejl i magasin). Gradienten er i modsætning til de ovenstående parametre ikke konservativ (det er vandtypen heller ikke nødvendigvis), idet den vil blive påvirket af årstidsvariationer og indvinding (desuden er usikkerheden måske 2 m eller mere).

Hvis vurderingen af nitratsårbarhed (og den efterfølgende udpegning af nitrattfølsomhed) skal være robust, skal den som minimum kunne rumme en eventuel øget eller anderledes fordelt fremtidig indvinding. Det kan derfor diskuteres om gradienten overhovedet skal indgå i vurdering af nitratsårbarheden. Vores generelle anbefaling er derfor, at gradienten som minimum skal være mere end 1 m opadrettet for at opfylde kriteriet for lille sårbarhed.

Samlet. Vi har sammenfattet anbefalingerne til vurdering af nitratsårbarhed i et flow-diagram, som er vist i Figur 3.



Figur 3 COWIs flowdiagram ved bestemmelse af nitratsårbarhed.

NITRATFØLSOMME INDVINDINGSOMRÅDER

I Zoneringsvejledningen er nitratfølsomme indvindingsområder defineret ved (s. 14):

Nitratfølsomme indvindingsområder udpeges i områder med særlige drikkevandsinteresser og i indvindingsoplande til almen forsyning uden for disse.

Og mere præcist (s. 29):

Inden for områder med særlige drikkevandsinteresser udpeges følsomme indvindingsområder i det grundvandsdannende område til en vandindvinding eller til et magasin med væsentlige vandindvindingsinteresser. Uden for områder med særlige drikkevandsinteresser udpe-

ges følsomme indvindingsområder i det grundvandsdannende opland til de almene vandværker, som skal indgå i den fremtidige vandforsyningsstruktur. Dette forudsætter naturligvis at man ved, hvor det grundvandsdannende opland ligger.

I Geovejledningen er nitratfølsomme indvindingsområder defineret ved (s. 7):

Nitratfølsomme indvindingsområder er en del af Områder med Særlige Drikkevandsinteresser (OSD) eller indvindingsoplande til almene vandværker uden for OSD, hvor grundvandsmagasinerne er vurderet at være nitratsårbare.

Og videre (s. 10):

Det anbefales, at der ved udpegningen af nitratfølsomme indvindingsområder bruges "bløde" linjer og ikke tages hensyn til brugsgrænser (ejendoms- eller matrikelgrænser).

Diskussion af forskelle

Som det fremgår af Zoneringsvejledningen og Geovejledningen skelnes der i de to definitioner ikke klart mellem grundvandsdannende oplande og indvindingsoplande. Vi antager i det følgende, at vejledningerne mener de grundvandsdannende oplande.

Læg mærke til, at der er forskel i Zonerings- og Geovejledningens definition af de nitratfølsomme områder. Antages det, at der er sårbart overalt, vil udpegningen blive som følger:

I Zoneringsvejledningen udpeges følsomme indvindingsområder kun i en del af OSD (nemlig i de grundvandsdannede oplande, eller hvor der er væsentlige vandindvindingsinteresser (hvilket ikke nødvendigvis er hele OSD)). Uden for OSD udpeges følsomme indvindingsområder i de grundvandsdannende oplande til de almene vandværker, som skal indgå i den fremtidige vandforsyningsstruktur.

For at gøre forvirringen komplet er ordet "almen" udeladt før vandindvinding i den tidligere refererede sætning "*Inden for områder med særlige drikkevandsinteresser udpeges følsomme indvindingsområder i det grundvandsdannende område til en vandindvinding eller til et magasin med væsentlige vandindvindingsinteresser*". Vi antager imidlertid, at orden almen burde indgå, da det næppe er markvandinger og enkeltindvinderes grundvandsdannende oplande, som skal udpeges.

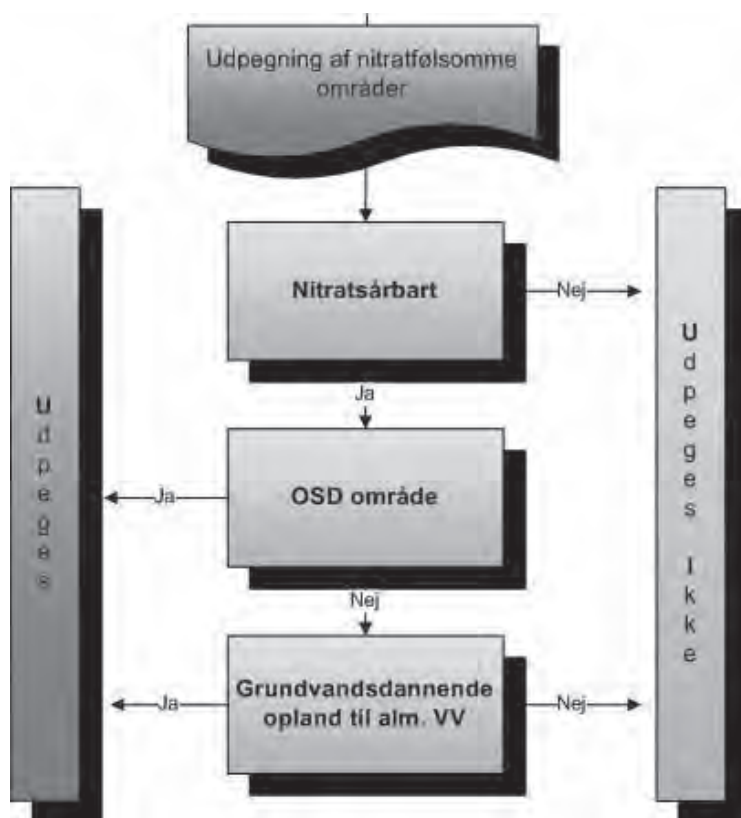
Hvis man følger Geovejledningen ordlyd, udpeges nitratfølsomme indvindingsområder overalt i OSD, samt i alle indvindingsoplande (rettelig: grundvandsdannende) oplande til almene vandværker.

Det betyder, at Geovejledningens definition ligger ret langt fra Zoneringsvejledningens, og vil medføre en større udpegning af nitratfølsomme områder både inden og uden for OSD.

Anbefaling

Vi anbefaler at anvende Geovejledningens definition, så nitratfølsomme områder udpeges overalt, hvor der er nitratsårbart inden for OSD og i grundvandsdannende oplande til alle almene nuværende vandforsyninger uden for OSD, se Figur 4.

Man kan i forbindelse med udpegning af indsatsområder mht. nitrat eventuelt vælge ikke at prioritere udvalgte følsomme områder, så man i praksis opnår en prioritering, der minder om den, man ville få med udgangspunkt i Zoneringsvejledningen.



Figur 4 COWIs flowdiagram ved udpegning af nitratfølsomme områder.

Hvis man kender det grundvanddannende opland, bør det blive anvendt, da formålet er at beskytte grundvandet overfor nitrat fra området på jordoverfladen. Indvindingsoplandet beskriver derimod det område i magasinet, hvor vandet strømmer mod indvindingsboringen, og har ikke nødvendigvis noget med forholdene på jordoverfladen at gøre.

Kender man ikke det grundvandsdannende opland, må man i stedet anvende indvindingsoplandet, evt. justeret i forhold til formodet grundvandsdannelse på terræn.

Særlige tilfælde

I særligt tilfælde kan der være årsager til ikke direkte at følge vejledningerne. Således er et område i Tølløse indsatsområde udpeget nitratsårbart pga. viden om skråtstillede sandlag, som gør området sårbart, selvom den (vertikale) kumulerede lertykkelse er mere end 15 m.

INDSATSOMRÅDER MED HENSYN TIL NITRAT

I Zoneringsvejledningen er indsatsområder med hensyn til nitrat defineret ved (s.16):

Indsatsområder med hensyn til nitrat er områder, hvor der er et dokumenteret behov for en indsats med henblik på at begrænse nitratudvaskningen.

Det fremgår endvidere, at der gælder samme kriterier som ved udpegning af nitratfølsomme områder. Dog pointeres det (s. 16):

For at et område kan udpeges som indsatsområde med hensyn til nitrat kræves der imidlertid en mere omfattende dokumentation (end ved udpegning af nitratfølsomme indvindingsområder) for at området er sårbart over for nitrat.

Der er ikke i Geovejledningen en decideret definition af indsatsområder mht. nitrat. Derimod anbefales følgende (s. 9-10):

Det er vigtigt at der i udpegningen af indsatsområder mht. nitrat medtages så stor en andel af de udpegede nitratfølsomme indvindingsområder som muligt for at sikre beskyttelse af de nuværende og fremtidige drikkevandsressourcer... En indsatsplan som kun medtager de arealer, hvor den nuværende arealanvendelse og nitratudvaskning er kritisk, kan vise sig at være kortsigtet.

Det anbefales, at der ved udpegningen af indsatsområder mht. nitrat tages hensyn til brugsgrænser, ejendoms- eller matrikelgrænser. F.eks. kan markskel, veje og lignende anvendes i afgrænsningen.

Det anbefales, at der udarbejdes retningslinjer for estimering af nitratudvaskningen.... Retningslinjerne skal bruges ved udpegning af indsatsområder mht. nitrat og skal kunne anvendes på matrikel, mark, bedrift og oplandsniveau.

Ingen af vejledningerne giver klare anbefalinger til, hvornår et nitratfølsomt område udpeges som indsatsområde med hensyn til nitrat. Af figur 1 i Geovejledningen fremgår det, at arealanvendelsen og forureningstrusler indgår i denne udpegning, men ikke hvordan. På side 11 i Geovejledningen fremgår det, at *brug for udvikling af retningslinier til vurdering af den nødvendige indsats i forhold til at begrænse nitratudvaskningen inden for et indsatsområde mht. nitrat.* Der er dog stadig ingen vejledning til udpegning af disse indsatsområder mht. nitrat, udover at deres afgrænsning skal følge markblokkenes.

Anbefaling

Vi anbefaler, at udpegningen af indsatsområder med hensyn til nitrat udpeges, hvor der er udpeget nitratfølsomme områder, og hvor der er behov for en indsats. Dette er en relativ bedømmelse i forhold til nuværende og forventet fremtidig nitratbelastning.

Det kan diskuteres, om man kunne pålægge en landmand at nedbringe en i forvejen lav nitratbelastning, når man på nabomatriklen (der ikke er udpeget som nitratfølsom) har en høj belastning. Det anbefales dog at indsatsområder mht. nitrat udpeges i de nitratfølsomme områder, som samtidig er:

- Inden for det grundvandsdannende opland til en almen vandforsyning inden for OSD
- I områder med væsentlige indvindingsinteresser inden for OSD
- Inden for oplandet til almene vandværker som indgår i den fremtidige vandforsyningsstruktur uden for OSD.

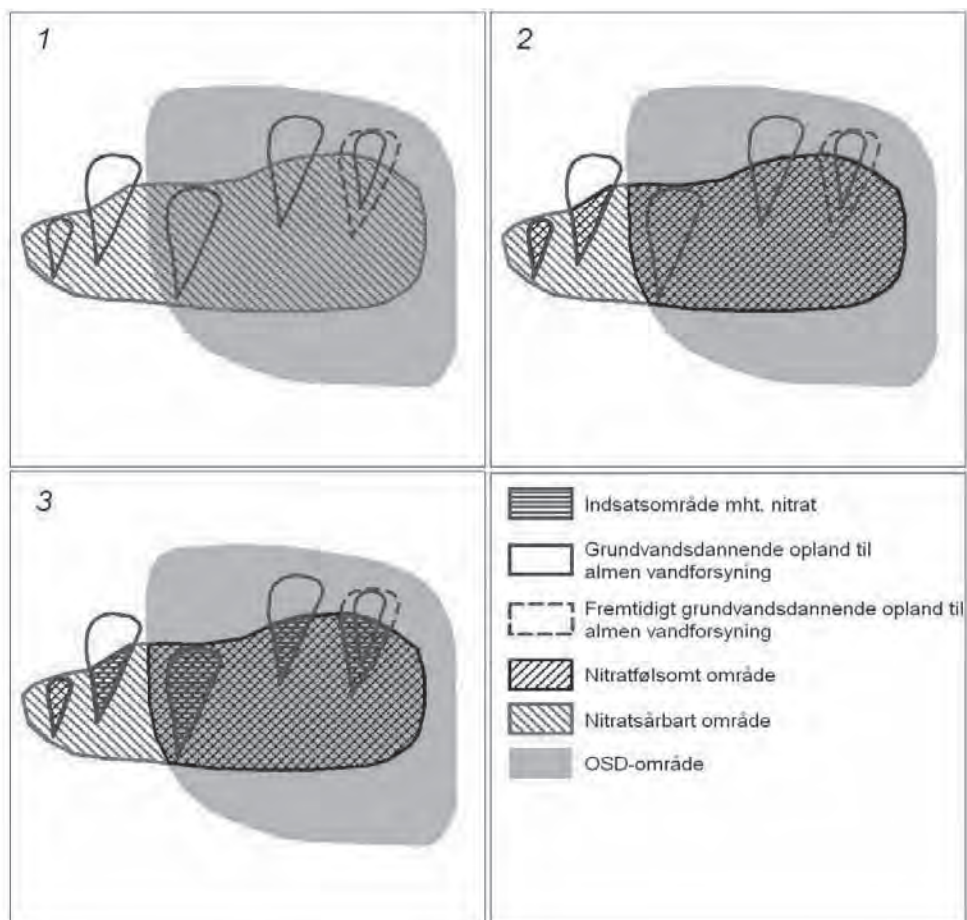
Samlet set betyder det, at den endelige udpegning af indsatsområder med hensyn til nitrat kommer til at minde mere om Zoneringsvejledningens udpegning af nitratfølsomme områder, mens udpegningen af nitratfølsomme områder bliver lidt mere robust.

SAMMENFATNING

Sammenfattende kan det siges, at vurderingen / udpegningen af de forskellige områder foretages ud fra følgende hovedkriterier:

- Nitratsårbare områder vurderes udelukkende på baggrund af de fysiske/kemiske (geologiske, hydrogeologiske, sedimentkemiske og grundvandskemiske) forhold.
- Nitratfølsomme områder udpeges, hvor der er nitratsårbart, samtidig med at det der er en sammenhæng med planforhold eller indvinding, dvs. OSD og oplande til almene vandforsyninger.
- Indsatsområder udpeges i forhold til en væsentlighedsbetragtning med henblik på at beskytte nuværende og fremtidige vigtige almene vandforsyninger primært inden for OSD, men eventuelt også udenfor.

Figur 5 skitserer arbejdsprocessen ved udpegningen.



Figur 5 Proces ved udpegning af indsatsområder med hensyn til nitrat.

Illustration 1 viser det allerede udpegede OSD-område, de grundvandsdannende oplande, som er bestemt i forbindelse med indsatskortlægningen, samt det nitratsårbare område, der er bestemt som gennemgået ovenfor. Bemærk, at der for den østligste vandforsyning både er beregnet et nuværende og et fremtidigt grundvandsdannende opland.

På illustration 2 udpeges de nitratfølsomme områder overalt, hvor der er nitratsårbart inden for OSD, samt inden for oplandene til de almene vandforsyninger uden for OSD.

På illustration 3 udpeges indsatsområder med hensyn til nitrat. Denne udpegning bør følge markskel og matrikler, som angivet i Geovejledningen, men er af hensyn til overskuelighed ikke vist sådan på illustrationen. Indsatsområder mht. nitrat udpeges overalt i de nuværende oplande inden for OSD, samt i det fremtidige opland til den østlige forsyning, idet den vurderes at være vigtig og væsentlig i fremtiden. Af de to oplande uden for OSD udpeges kun (en del af) det ene af dem som indsatsområde med hensyn til nitrat. Igen er det en væsentlighedsbetragtning, der kommer i anvendelse. Således vurderes den vestligste af dem at være uden væsentlig fremtidig betydning, hvorfor dette opland ikke udpeges som indsatsområde med hensyn til nitrat.

KONKLUSION OG PERSPEKTIV

Gennemgangen af zoneringsvejledningen og geo-vejledning 5 viser, at der stadig er behov for præcisering og afklaring. Da bestemmelsen af nitratsårbarhed og områdeudpegningen i sidste ende kan resultere i restriktioner på arealanvendelse, er det vigtigt, at der er klare retningslinjer, og at disse bliver brugt på samme måde i alle indsatsområder. Hvis ikke dette sker, kan miljøcentrene risikere, at der bliver stillet alvorlige spørgsmål ved, om grundlaget for områdeudpegningerne er tilstrækkeligt, og det kan blive vanskeligt at få opbakning til at gennemføre de nødvendige indsatser.

Dette indlæg anviser en strategi og metodik, som kan benyttes til at foretage ensartede sårbarhedsvurderinger og områdeudpegninger i alle miljøcentre. Hvis denne strategi følges, skabes der gennemsigtighed, og eventuelle supplerende oplysninger vil let kunne anvendes til opdatering af vurderinger og udpegninger.

REFERENCER

- /1/ Zonering. Vejledning nr. 3. 2000, Miljøstyrelsen.
- /2/ Vurdering af grundvandsmagasiners nitratsårbarhed. Geovejledning 5. Hansen, B., Nielsen, A. M., Iversen, C. H. og Søndergaard, V, 2009, GEUS.

**DET KAN BETALE SIG !
JORDFORURENINGSINDSATS, GRUNDVANDS-
BESKYTTELSE OG MILJØØKONOMI**

Fagleder Carsten Bagge Jensen
Region Hovedstaden

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

Region Hovedstaden har i 2009 afsluttet oprensningen af en større forurening med chlorerede opløsningsmidler i Reerslev Høje-Tåstrup Kommune. Denne er et led i en samlet indsatsplan for grundvandsbeskyttelse i Solhøj indvindingsopland. Det er derfor muligt at gøre de samlede omkostninger til den grundvandsbeskyttende indsats i Solhøj-oplandet op og sætte jordforureningsindsatsen i et miljøøkonomisk lys.

Når forurening med miljøfremmede stoffer truer værdifuldt grundvand, er der principielt tre handlemuligheder: Indgreb ved forureningskilderne, disponering af grundvandsressourcen ved lukning/flytning af borer og avanceret vandbehandling. Den sidstnævnte mulighed anvendes i dag kun, når andre muligheder er udtømte, idet denne ikke er i overensstemmelse med den nationale politik, om at drikkevandsforsyningen skal være baseret på grundvand, som kun har været udsat for simpel vandbehandling i form af beluftning og sandfiltrering. I denne artikel analyseres de ovenfor 3 alternative handlemuligheder i relation til Solhøj indsatsplan og disse vurderes på et miljøøkonomisk (budgetøkonomisk) grundlag set i en 50-års tidshorisont.

I Reerslev forventer Region Hovedstaden, at de samlede udgifter til undersøgelser og oprensning i den konkrete sag løber op i størrelsesordenen 50 mio. kr. Oprensningen indgår i en samlet plan for beskyttelse af drikkevandet i området. Planen indeholder aktiviteter til i størrelsesordenen 74 mio. kr. Disse aktiviteter omfatter ud over regionens tiltag på forurenede grunde også en række forebyggende aktiviteter, fx at plante ny skov og overvåge grundvandet, som kommuner og vandværker har organiseret og bidrager til.

Økonomiske beregninger viser, at set over en 50 års horisont koster det ca. 50 øre pr. m³ at beskytte grundvandet i det område, hvor Solhøj Kildeplads pumper drikkevand op. Mens det vil koste minimum 1,50 kr. pr. m³ at flytte vandboringerne ud på Sjælland. Lokal forebyggende beskyttelse af drikkevandet i form af fx oprydning på forurenede grunde og plante ny skov er altså i høj grad konkurrencedygtig økonomisk set i forhold til at flytte indvindingsboringer, når skaden er sket. Ud over de økonomiske argumenter i forhold til at sikre den lokale oppumpning af drikkevand er der også en række andre gevinster ved at rense op på forurenede grunde, blandt andet et forbedret indeklima i de nærliggende boliger.

Ligeledes gennemgås i dette indlæg kost-effektivitetsanalyser i relation til valget af afværgetoder og forskellige oprensningsscenarier i forhold til forureningen i Reerslev og muligheder og begrænsninger i forbindelse med analyserne fremhæves.

INDSATSPLAN FOR SOLHØJ KILDEPLADS – BAGGRUND, AKTIVITETER OG ØKONOMI

Solhøj Kildeplads er med en årlig indvinding på godt 5 millioner m³ en af landets største kildepladser. Drikkevandet, der pumpes op ved Solhøj Kildeplads, udgør ca. 10 % af Københavns Energis samlede indvinding. De godt 5 millioner m³ fra Solhøj forsyner, hvad der svarer til 50.000 husstande i hovedstadsområdet. Ud over indvindingen på Solhøj indvindes der inden for indvindingsoplandet knap 0,2 mio. m³ fra 6 mindre vandværker og Solhøj Kildeplads er med en årlig indvinding på godt 5 millioner m³ en af landets største kildepladser. Drikkevandet, der pumpes op ved Solhøj Kildeplads, udgør ca. 10 % af

Københavns Energis samlede indvinding. De godt 5 millioner m³ fra Solhøj forsyner, hvad der svarer til 50.000 husstande i hovedstadsområdet. Ud over indvindingen på Solhøj indvindes der inden for indvindingsoplandet knap 0.2 mio. m³ fra 6 mindre vandværker og nedstrøms for Solhøj Kildeplads i størrelsesordenen 1 mio. m³ årligt på Thorsbro Kildeplads i Thorslunde.

De tidligere Roskilde og Københavns Amter udarbejdede i 2004 i fællesskab og sammen med kommunerne inden for indvindingsoplandet en indsatsplan for beskyttelsen af kildepladsens opland. De tiltag, der er aftalt for at beskytte grundvandet ved Solhøj, kan opdeles i 11 temaer: 7 nødvendige og basale indsats temaer samt 4, der kan supplere indsatsen og på sigt være med til at sikre en stabil og god grundvandskvalitet.

Nødvendig/basale tiltag:

1. Afværge over for forurening med klorerede opløsningsmidler
2. Modelopsætning og risikovurdering af BAM påvirkninger
3. Indsats over for MTBE-kilde
4. Nikkelindsats - bedre overvågning af driften på kildepladsen
5. Landbrug – Udpegning af nitratfølsomme områder og SFL-områder
6. Sløjfning og renovering af dårlige borer og brønde
7. Forbedret og koordineret overvågning.

Supplerende tiltag:

1. Målrettede tilsyn på landbrug og virksomheder
2. Skovrejsning eller anden ekstensivering af landbrugsarealer
3. Undersøgelse af pesticidrisiko fra opfyldte vandhuller
4. Informationsindsats.

Ud over en beskrivelse af de tiltag, der skulle gennemføres, indeholdt planen også en analyse af følgeomkostninger af planen. Analysen belyste såvel omkostninger og gevinster ved de enkelte tiltag i indsatsplanen som de samlede omkostninger, der var forbundet med planen.

Når økonomer skal gennemføre denne type analyser, anvender de nutidsværdiberegninger. Denne metode gør det muligt at opgøre udgifter, hvor investeringer og drift strækker sig over lang tid. Omkostningerne kan på den måde gøres op i forhold til den mængde vand, der beskyttes - altså i kroner og ører pr. kubikmeter, der indvindes. Sideeffekter, der ikke umiddelbart kan opgøres, bliver beskrevet særskilt.

Beregningerne blev gennemført på baggrund af udgifter og indvinding på 5.5 millioner kubikmeter over de næste 50 år. Beregnet på denne måde blev prisen i størrelsesordenen 74 millioner kroner eller ca. 50 øre pr. kubikmeter vand - både for den nødvendige og den supplerende indsats set over en 50-årig tidshorisont.

Det tidligere Københavns Amts og Regions Hovedstadens samlede udgifter til jordforureningsindsatsen udgjorde i 2004-indsatsplanen godt halvdelen af de samlede omkostninger. Den store udgift for Københavns Amt/Region Hovedstaden skyldes primært de omkostninger, der er forbundet med oprydningen på et nedlagt pelsrenseri i Reerslev, der er be-

liggende centralt i oplandet. I forbindelse med udarbejdelsen af indsatsplanen i 2004 var de skønnede udgifter ca. 40 mio. kr. Ud over den væsentlige økonomi, der er knyttet til jordforurenings-indsatsen var de øvrige væsentlige planlagte omkostninger i indsatsplanen ca. 20 mio. kr. til skovrejsning og mere miljøvenligt landbrug (SFL og MVJ-ordninger) samt ca. 10 mio. kr. til overvågning af grundvandsressourcen.

De samlede omkostninger er efter gennemførelsen af alle nødvendige undersøgelses- og oprensningsaktiviteter er her i 2010 opgjort til 50 mio. kr. Den samlede indsatsplan er ikke blevet væsentlig dyrere end de i handleplan-2004 skønnede samlede knap 74 mio. kr., idet de planlagte omkostninger til mere miljøvenligt landbrug kun i mindre omfang er afholdt.

Ud over de elementer, der kan prissættes, er der også en række effekter af indsatsplanen, som det ikke er muligt eller yderst vanskeligt at prissætte. Disse ikke-prissatte effekter kaldes sideeffekter. Generelt forventes det, at de tiltag, der er sket og sker via indsatsplanen, vil styrke den fokus som både virksomheder, landmænd og borgere har på beskyttelsen af grundvandet - og måske også på miljøet i bredere forstand.

Karakteren af sideeffekterne for de enkelte indsatsstemaer er meget forskellige og kan opdeles i positive og negative effekter. Af positive sideeffekter ved den vedtagne Solhøj indsatsplan skal nævnes:

- Indsatsplanen styrker sammenhængen mellem regionale og lokale grundvandsinteresser.
- Indsatsen på det gamle pelsrenseri sikrer udover grundvandet også indeklimaet i husene, idet indsatsen over for grundvandsforureningen forkorter driftstiden på indsatsen over for indeklimaet.
- Skovrejsning og MVJ-ordninger vil give rigere dyre- og planteliv og skovrejsning øger den rekreative værdi af området.

De negative sideeffekter skønnes at være yderst begrænsede i den konkrete beskyttelsesplan. Principielt kan tabt høstudbytte som følge af MVJ-ordninger og skovrejsning, samt energiforbrug og tab af grundvand, der oppumpes ved oprydning på forurenede grunde fremhæves som negative sideeffekter.

HVAD VAR ALTERNATIVERNE TIL EN BESKYTTELSPLAN FOR SOLHØJ INDVINDINGSOPLAND?

Budgetøkonomiske analyser og tekniske vurderinger af forskellige alternative løsningsmuligheder i stedet for den valgte oprensingsstrategi i Solhøj indvindingsopland

Ved at anvende budgetøkonomiske analyser i forbindelse med indsatsplanlægningen og i vandplanlægning generelt er det muligt at værdisætte forskellige løsningsmuligheder i forhold til hinanden og bliver det muligt reelt at skelne mellem konsekvenserne af flere alternative målsætninger og valg.

Når forskellige løsningsscenarier skal vurderes overfor hinanden, samt vurderes i forhold til et scenarium, hvor der ikke udføres aktiviteter, der medfører omkostninger, er det ud over omkostningerne ved de forskellige indsatsstrategier også nødvendigt at kende værdien af vandet. Imidlertid findes der ikke entydige retningslinjer for værdisætning af drikkevand.

I tilfældet med Solhøj-indsatsplan blev det valgt at sammenligne økonomien i forbindelse med jordforureningsindsatsen (dvs. oprensningen af forurenede grunde) til ca. 50 øre pr. m³ med omkostningerne til i forbindelse rensning af vandet eller flytning af kildepladsen. Dette til trods for, at det på ingen måde er den officielle politik at rense vandet!

Indsatsplanens største omkostning er indsatsen over for forurenede grunde med klorerede opløsningsmidler, herunder specielt indsatsen over for det nedlagte pelsrenseri, der er beliggende centralt i oplandet. Derfor vil mulighederne for rensning af vandet på kildepladsen som alternativ til denne indsats være nærliggende.

Et scenarium, hvor indsatsen og udgifterne ved oprydning og efterfølgende drift i forhold til den forurenede grund i Reerslev ikke var gennemført, ville indebære overskridelser af kvalitetskriterierne fra omkring 2010 - herefter alt vandet på kildepladsen vil skulle renses. Under forudsætning af, at resten af indsatsen gennemføres som planlagt, vil den samlede nutidsværdi i forbindelse med rensning af vandet fra 2010 være i størrelsesorden 111 millioner kr. svarende til ca. 80 øre pr. kubikmeter.

Et andet nærliggende scenarium er flytning af kildepladsen "ud på Sjælland". Scenariet betyder, at indsatsen ved Solhøj begrænses til beskyttelsen af enkelte af de lokale vandværker. Scenariet giver en samlet nutidsværdi på i størrelsesordenen 207 millioner kr. svarende til ca. 1,50 kr. pr. kubikmeter - dertil kommer udgifter til beskyttelsen af den nye kildeplads.

Både "rensningsscenariet" og "flytningsscenariet" var i 2004 markant dyrere end 2004-indsatsplanen, som omfattede oprensning af den store Reerslev forurening. Især en flytning af kildepladsen var (og er) meget dyr. Konklusionen var i 2004 derfor, at investeringen i indsatsplanen var derfor klart proportionalt i forhold til alternativerne.

DET GENNEMFØRTE OPRENINGSSCENARIUM – VIGTIGE TEKNISKE, MILJØMÆSSIGE OG ØKONOMISKE VURDERINGER SAMT VALG

Figur 1 viser en modelsimulering af forureningssituationen, som NIRAS har gennemført for Region Hovedstaden, før den gennemførte oprensning. Af figur 1 ses forureningsspredningen i det sekundære magasin (øverst) og i det primære magasin (nederst) 30 år efter at spildet er sket og ved en forureningsflux på 14,4 kg/år, som er beregnet ud fra de målinger der er foretaget i Reerslev.

Simuleringen stemmer fint overens med de målte data. På trods af Region Hovedstadens omfattende indsats i forhold til jord- og grundvandsforureningen i Reerslev, som blev påbegyndt med etablering af vakuumventilation i det umættede smeltevandsgruslag (se geologisk snit i figur 2) i den 2004, har der siden 2005 været et indhold af klorerede opløsningsmidler i 5 ud af 8 indvindingsboringer på et niveau lidt over drikkevandskriteriet.

Derfor har Københavns Energi sideløbende med regionens indsats i Reerslev en overgang (2005-2009) afværgepumpet fra de 5 boringer og samtidigt etableret et beluftningsanlæg på Solhøj kildeplads. Fra januar 2010 er vandet fra de 5 boringer blevet strippet for det let forhøjede indhold af opløsningsmidler, hvorved drikkevandskvalitetskravet kan overholdes i afgangsvandet fra kildepladsen. Københavns Energi har med etableringen af beluftningsanlægget i 2010 kunnet forøge indvindingsvolumen på Solhøj Kildeplads til omkring 5 mio. m³/år svarende til indvindingstilladelsen.

At Københavns Energi i en overgangsperiode er nødt til at behandle vandet på Solhøj kildeplads i det etablerede besluftningsanlæg er et element, som ikke indgik i de forskellige alternative scenarier i indsatsplanen fra 2004.

Selvom Region Hovedstaden har gennemført en oprensning af forureningskilden i Reerslev og har fjernet i størrelsesordenen 4 ton chlorerede opløsningsmidler via den gennemførte termiske oprensning i det øverste 7-8 meter lerlag, vakuumventileringen i det 15-17 meter tykke umættede sandlag og afværgeoppumpningen i sekundært magasin, viser den tidligere omtalte modelsimulering, at der ved Solhøj Kildeplads vil være en overskridelse af kvalitetskriteriet i enkelte af indvindingsboringerne de næste 20-35 år (jævnfør figur 3) forårsaget af restforurening i umættet sandlag, i et nedre lerlag i ca. 20-22 meters dybde samt i kalkmagasinet mellem den oprensede grund i Reerslev og Solhøj kildeplads ca. 2 km nedstrøms Reerslev.

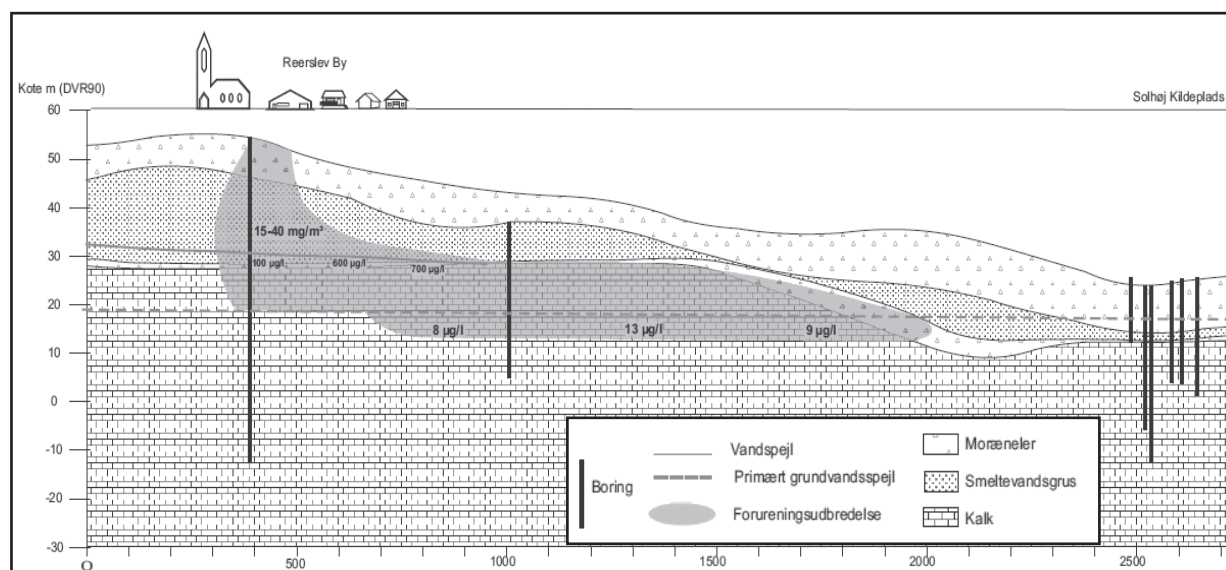


Figur 1: Simuleret af nuværende forureningssituation før gennemførelse ISTD-oprensningen af lerformationen i kildeområdet. Forureningsspredningen ses i henholdsvis det sekundære magasin (øverst) og i det primære magasin (nederst). Grønne celler angiver umættede forhold. Efter A. P Mortensen m.fl. 2009.

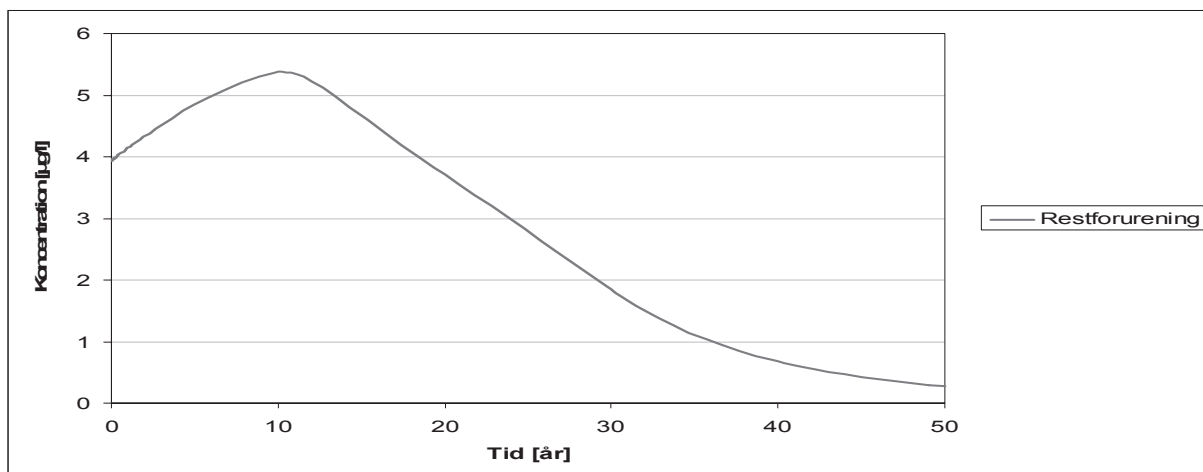
Som det fremgår af figur 3, viser modelsimuleringen, at restforureningen vil medføre en koncentration over 1 mikrogram i en periode på i størrelsesordenen 35-40 år efter den gennemførte termiske oprensning i 2009. Forureningsniveauet vil toppe efter ca. 10 år og første efter ca. 35 år vil koncentrationsniveauet være under 1 mikrogram/l på kildepladsen. Dette scenarium skal ses i forhold til et scenarium, hvor Region Hovedstaden ikke havde gennemført en kildeoprensning som den termisk oprensning i Reerslev. I dette tilfælde ville kvalitetskriteriet være overskredet markant i mindst 300-400 år (Lemming 2008).

MILJØØKONOMISKE BETRAGTNINGER OVER VALGET AF AFVÆRGELØSNINGER I REERSLEV

Region Hovedstaden anvender kost-effektivitetsanalyser som regionens miljøøkonomiske analysetilgang i forbindelse med beslutning om afværgeløsninger. For en nærmere redegørelse for principperne i en kost-effektivitetsanalyse (costeffektivitetsanalyse) henvises f.eks. til: S. Udsen (1987), Miljø- og Energiministeriet (2000), og U.S. EPA (2000). Ved valget af denne metode er der taget udgangspunkt i, at der er truffet politisk beslutning om, at der skal foretages oprydning på forurenede grunde, og at der er afsat et vist budget til oprydning af forurenede grunde det pågældende år. Gennemførelsen af kost-effektivitetsanalyser af nye afværgeprojekter skal således sikre, at regionen opnår størst muligt effekt af de midler, som er til rådighed.



Figur 2. Geologisk profil med angivelse af forureningsudbredelse i grundvandet og vandspejl (Region Hovedstaden 2009).



Figur 3: Simuleret koncentrationsudvikling af restforurening i det primære magasin ved Solhøj Kildeplads. (efter A.P. Mortensen m.fl. 2009)

Regionens analyseværktøj til kost-effektivitet er løbende blevet tilpasset nye behov. Senest i 2010 er regionens værktøj til kost-effektivitet af afværgeløsninger blevet udviklet, så det omfatter et miljøvurderingsværktøj. Udviklingen af miljøvurderingsværktøjet, som er opkaldt RemS, er sket med støtte fra Miljøstyrelsen og Videnscenter for Jordforurening.

Formålet med at udføre en kost-effektivitetsanalyse er at sikre, at det på et relativt simpelt, teknisk og gennemsigtigt grundlag kan afgøres, hvilken af de mulige løsninger, som giver mest miljø/vand for pengene. Især ønsket om gennemsigtighed i regionens beslutningsprocesser skaber behov for mere standardiserede og helhedsorienterede beslutningsværktøjer.

En analyse af valget af kildeoprensning i Reerslev

I projekter, hvor forskellige typer af afværgetiltag med meget forskellige driftshorisonter og -økonomier skal sammenlignes, er valget af diskonteringsrate helt centralt og afgørende for opstillingen af beslutningsgrundlaget. Grundvandsbeskyttende foranstaltninger er, ligesom investeringer i naturgenopretninger, infrastruktur, bevaringsværdige bygninger og lignende projekter en type samfundsmæssige investeringer, som har en lang levetid. Både omkostningerne ved de grundvandsbeskyttende aktiviteter og gevinsterne er ofte fordelt over en lang tidshorizont.

Ved at foretage en *nutidsværdiberegning* af omkostninger ved forskellige alternative afværgetiltag tages der hensyn både til omkostningerne her og nu (anlægsudgiften) og til driftsomkostninger i den skønnede driftsperiode. *Nutidsværdien* udtrykker den værdi en fremtidig betaling har i dag. Rent regneteknisk beregnes den fremtidige betaling ved at *tilbagediskontere* denne til nutiden ved anvendelse af en nærmere fastsat *diskonteringsrate* (*kalkulationsrente*).

Generelt er der ikke enighed om, hvad der kan betragtes som det relevante niveau for den samfundsmæssige diskonteringsrate (Se f.eks. A. Dubgaard m.fl. 2002). Miljø- og Energiministeriets vejledning (2000) anbefaler en diskonteringsrate på 3 % og i nyere miljøøkonomiske analyser, der er gennemført af Miljøstyrelsen, er der anvendt en diskonteringsrate på 3 % som grundanalyse og på 6 % i følsomhedsvurderingen.

I USA har der i de seneste år været en debat mellem miljø- og finansmyndigheder vedr. anvendte diskonteringsrater. Hvis der er tale om *intra-generationsprojekter*, dvs. projekter inden for en generationslængde med relativ korte og mellemlange tidshorisonter for omkostninger og effekter anbefaler den amerikanske miljøstyrelse (EPA) en diskonterings-rate på 2-3%.

Er der derimod tale om *inter-generationsprojekter*, dvs. projekter med lange tidshorisonter, hvor kommende generationers velfærd er involveret, anbefaler EPA følsomhedsanalyser med diskonteringsrater ned til 0,5 % (U.S. EPA 2000).

I relation til valget af afværgeløsning i Reerslev vises i det følgende en forsimplet beregning på 2 alternative hovedscenarier til afværgeløsninger i Reerslev.

Københavns Amt/Region Hovedstaden havde i henholdsvis 2004 og 2007 etableret aktiv ventilation i smeltevandsgruslaget under hot-spot i morænelerlaget og afværgeoppumpning i sekundært magasin nedstrøms for den forurenede lokalitet i Reerslev (jævnfør geologisk snit i figur 3), således at yderligere spredning til primært magasin nedstrøms for den forurenede grund var afskåret/minimeret. Regionens videre økonomiske og miljømæssige overvejelser i 2008-2009 gik derfor på, hvorvidt regionen "blot" skulle opretholde en aktiv ventilation i smeltevandsgruslaget og afværgepumpningen i sekundært magasin mange år frem (mindst 300 århundrede) dvs. undlade at fjerne hotspot i moræneleren, eller om regionen skal fjerne hotspot i moræneleren ved en graveløsning eller en termisk løsning (ISTD).

Der kunne opstilles to hovedscenarier (1 og 2), og scenarium 2 kunne yderligere opdeles i en graveløsning (2a) og en termisk løsning (2b):

- Scenarium 1: Ingen kildefjernelse i moræneler, aktiv ventilering i smeltevandsgrus i mange år frem (mindst 300 år).
- Scenarium 2: Kildefjernelse i moræneler (ved (a) afgravning eller (b) opvarmning).

Løsninger	Etablering (kr.)	Drift kr. pr. år	Driftstid (år)	Rate	Total i mio. kr.
Scenarium 1: Aktiv ventilering + afværgepumpning i sekundært magasin	11 mio.	0.6 mio.	50-300	3 %	27-31 mio.
Scenarium 2a: Afgravning	26-40 mio.	-	≤ 1 år	-	26-40 mio.
Scenarium 2b) Termisk oprensning	22-25 mio.	-	≤ 1 år	-	22-25 mio.

Figur 4: kost-effektivitetsanalyse af de forskellige hovedscenarier i forbindelse med valg af oprensningsløsning af den forurenede kildeområde i Reerslev

Løsninger	Etablering (kr.)	Drift kr. pr. år	Driftstid (år)	Rate	Total i mio. kr.
Aktiv ventilering + afværgepumpning i sekundært magasin	11 mio.	0.6 mio.	300	0.5 %	105 mio.
Aktiv ventilering + afværgepumpning i sekundært magasin	11 mio.	0.6 mio.	300	3.0 %	31 mio.
Aktiv ventilering + afværgepumpning i sekundært magasin	11 mio.	0.6 mio.	300	6.0 %	21 mio.

Figur 5 Følsomhedsanalyse af kost-effektivitetsanalyse ved valg af afværgeprogram med aktiv ventilering og afværgepumpning i Reerslev (diskonteringsrater sat til 0.5 %, 3 % og 6 %)

Som det fremgår af figur 4 viser omkostningsanalysen af de forskellige scenarier, at en løsning med kildefjernelse i moræneleren, hvad enten der vælges en graveløsning (26-40 mio. kr.) eller en termisk løsning (22-25 mio. kr.), er økonomisk konkurrencedygtig i forhold til en mangeårig driftsløsning med en aktiv ventilering i umættet zone i smeltevandsgur og afværgepumpning i sekundært magasin (27-31 mio. kr.) I disse beregninger er diskonteringsraten sat til 3 % i nutidsværdiberegningerne.

Hvis diskonteringsraten sættes lavere end 3%, bliver det endnu mere fordelagtigt at foretage en kildefjernelse, jævnfør beregningen med en diskonteringsrate på 0.5 % i figur 5.

Ud over disse økonomiske overvejelser skal en række sideeffekter, som er vanskelige at prissætte, også overvejes og beskrives, bl.a.:

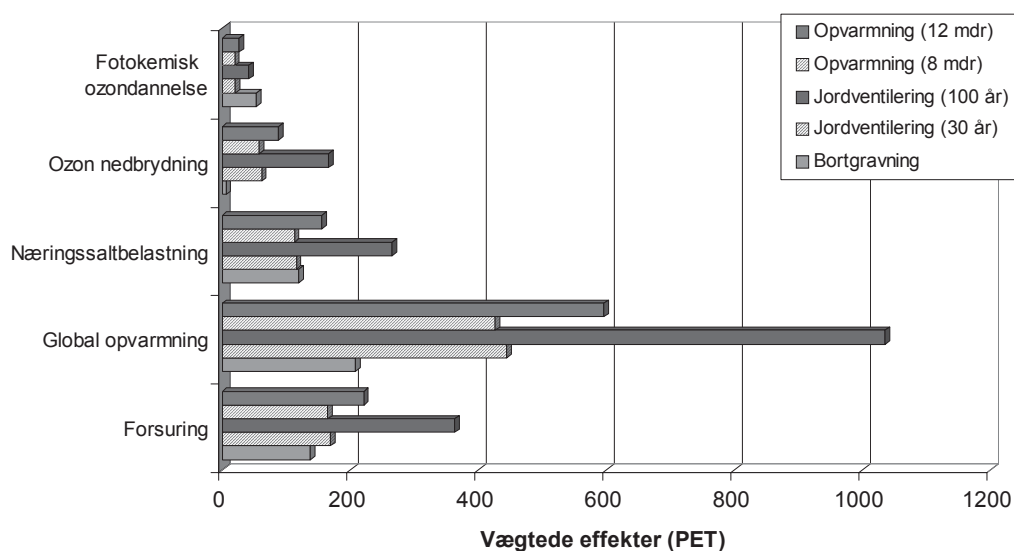
- Effekten af de forskellige tiltag (sikkerhed for målopfyldelse), korttidseffekt- og langtidseffekt af oprensning, herunder også de forskellige tiltags forskellige effekter på indeklimabidraget til områdets boliger
- Teknisk gennemførelighed, gener for beboere mv.
- Miljøbelastning
- Længden af driftstid (perioden, hvor vores driftsmandskab skal holde øje med tekniske installationer og monitere den aktive ventilation).

Konklusionen på omkostningsanalysen var, at nutidsværdiberegningen af en kildefjernelse var økonomisk konkurrencedygtig i forhold til en mangeårig driftsløsning i form af aktiv ventilation og afværgepumpning. Endvidere vurderes de positive effekter ved kildefjernelse i form af, at regionen ikke skulle have drift på lokaliteten i mange årtier frem, reduktionen af indeklimapåvirkningen i de nærmeste huse, samt at der kun var gener af afværgeanlægget i en kort tidsperiode, at være væsentligere end de negative gener og miljøbelastninger i forbindelse med løsningerne til fjernelse af forureningen i morænelerlaget her og nu.

Endvidere lå en kildefjernelse ved en termisk oprensning omkostningsmæssigt lidt lavere end en graveløsning. Forskellen i omkostningerne imellem de to metoder til kildefjernelse var ikke stor og lå inden for den økonomiske usikkerhed i relation til udførelsen af en oprensning med de to metoder. Derfor blev den termiske løsning valgt. De faktiske udgifter i forbindelse med ISTD-løsningen er her efter endt oprensning opgjort til i størrelsesordenen

30-32 mio. kr. Dvs. et beløb lidt højere end i det skitseprojektet skønnede – men stadig i den lave ende sammenlignet med de skønnede omkostninger til en graveløsning.

Med hensyn til miljøbelastningen ved de forskellige løsningsscenarier i Reerslev har DTU (Lemming 2008) udført en Livscyklusanalyse, som viser, at en driftsløsning i form af aktiv ventilation i mange årtier er klart mere miljøbelastende end både en kildefjernelse ved graveløsning eller termisk løsning (se figur 6). Med hensyn til effekt på global opvarmning er opvarmningsløsningen i den konkrete analyse mere belastende end graveløsningen. Dog skal bemærkes, at opvarmningsperioden i Reerslev kun var 5 ½ måned (og ikke 8 eller 12 måneder, som Lemming (2008) beregnede på forud for oprensningen. Mht. de øvrige miljøeffekter er der i den konkrete analyse ikke stor forskel på en graveløsning og en termisk løsning i Reerslev.



Figur 6: Miljøeffekter i forbindelse med 3 forskellige afværgemetoder (5 forskellige oprensningsscenarier) i Reerslev (efter G. Lemming 2008).

KONKLUSION og PERSPEKTIVER

Denne artikel om Solhøj indsatsplan og beskyttelsesindsatsen i forhold til forurenede grunde viser, at en offensiv grundvandsbeskyttende indsats på 74 millioner kr. ikke nødvendigvis er dyr set i forhold til den drikkevandsressource der beskyttes (50 øre/m³) og at investeringen i planen er proportional set i forhold til alternativomkostningerne ved at flytte boringer (150 øre/m³) eller rense drikkevandet ved kulfiltrering (80 øre/m³). I Solhøj opland er der på denne baggrund god økonomi i forebyggende at rense op på forurenede grunde frem for at flytte indvindingsboringerne eller rense vandet via et kulfilter.

Omkostningsanalyser vil altid kun være et element i beslutningsgrundlaget for den grundvandsbeskyttende indsats. Også positive sideeffekter, som er vanskelige at prissætte, bl.a. i form af et bedre lokalt miljø, forbedret indeklima i huse, rekreative værdier samt de gene-

relle miljøbelastninger i forbindelse med de valgte løsninger bør indgå i beslutningsprocesserne.

Følsomhedsanalysen af valget af afværgeløsninger i Reerslev illustrerer, at ved valg af løsninger, som bevirker aktive driftsløsninger med økonomi og energiforbrug i flere generationer frem, vil valget af diskonteringsrate i nutidsværdiberegningen være afgørende.

Der lukkes hvert år vandforsyningsboringer på grund af med miljøfremmede stoffer og den mest anvendte handling, når der har været påvist miljøfremmede stoffer over kvalitetskriterierne i indvindingsboringer, har til dato har været lukning og flytning af disse.

Udsivningen af miljøfremmede stoffer fra forurenede grunde kan blive en hindring for at Miljømålslovens og de fremlagte vandplaners målsætning om god grundvandskvalitet og bevarelse af vandressourcen opnås. Ligeledes i forbindelse med de netop fremlagte vandplaner, skal vandværkerne i flere områder på Sjælland mindske deres påvirkning af vandløbenes vandføring. Det skal typisk ske ved at flytte boringer væk fra ådalene, og det vil i praksis betyde millionstore udgifter til flytning af kildepladser.

I denne forbindelse er det afgørende at kunne vurdere de økonomiske konsekvenser af en nødvendig beskyttende indsats i forhold forurenede grunde og andre væsentlige trusler i forhold til kvaliteten af grundvandet i oplandene. Der er brug for i lang højere grad, end det hidtil er sket, at det både på landsplan, regionalt og lokalt, udredes, hvilke handlemuligheder der er omkostningseffektive og miljø- og ressourcemæssigt bæredygtige i forbindelse med beskyttelsen af grundvandsressourcen og sikringen af drikkevandsindvindingerne. Der er kort sagt i de kommende års grundvandsbeskyttende indsatsplanlægning brug for helhedsanalyser og miljøøkonomisk oprustning!

LITTERATURHENVISNINGER

Dubgaard A. m.fl. (2002): Velfærd og økonomi i relation til biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse. Skrifter fra Institut for økonomi, skov og landskab. KVL 2002.

Lemming L. (2008): Livscyklusberegninger vist i oplæg på kursus i miljøvurdering, Videnscenter for Jordforurening feb. 2008.

Miljø- og Energiministeriet (2000): Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen, februar 2000.

Mortensen A.P, Christensen A.G. NIRAS, Elkjær J. og Jensen C.B. Region Hovedstaden (2009): Anvendelse af risikovurderingsmodel. ATV-vintermøde om jord- og grundvandsforurening 2009

Pedersen O.P, Jensen C.B. & Weber K. (2004): Budgetøkonomisk kosteffektivitetsanalyse. ATV-vintermøde om jord- og grundvandsforurening 2004

Region Hovedstaden (2009): Notat, MW Gjøes Vej, Reerslev. Indsamling, systematisering og vurdering af data. Udført af NIRAS 2009.

Udsen S. (1987): Pengene eller Miljøet ! Om økonomiske konsekvensberegninger på miljøområdet. Nordisk Ministerråd. Samfundslitteratur 1987.

U.S. EPA(2000): Guidelines for Preparing Economic Analyses. EPA 240-R-00-003
U.S. Environmental Protection Agency, September 2000

DE DANSKE VANDSELSKABER PÅ VEJ MOD CO₂-NEUTRALITET

Pilotprojekt: Brug af Carbon footprint som beslutnings-
værktøj i vandselskaber:

Projektleder, civilingeniør Lotte Lindgaard Andersen
Grøn Erhvervsvækst

Fuldskala: Projekt for CO₂-neutralitet på hele VandCenter Syd:

Projektchef, teknikumingeniør Niels Overgaard
VandCenter Syd

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

Anvendelse af livscyklusvurderinger som beslutningsværktøj i vandsektoren er en relativ ny ting. Der er som **pilotprojekt** opstillet et Carbon footprint for et udvalgt vandindvindingsopland i Vandcenter Syd og vurderet på anvendeligheden og følsomheden af dette /1/. Det diskuteres, hvilke fordele og ulemper, der er ved nogle af de virkemidler, som kan bringes i spil for opnåelse af CO₂ neutralitet i 2014. Der er i **fuldskala** ved at blive gennemført en kortlægning af CO₂-bidraget for hele vandselskabet, som en del af selskabets målsætning frem mod 2014. I opgaven ligger en betydelig udfordring, som involverer alle dele af virksomheden både fagligt, kreativt og holdningsmæssigt. Der redegøres for nogle af de elementer, som man som selskab skal forholde sig til, når der skal træffes beslutninger. Da projektet stadig befinder sig i en tidlig fase, foreligger der ikke det færdige og afsluttede resultat, men der er taget en beslutning om, at man vil nå målet så kompetent som muligt.

PILOTPROJEKT – BRUG AF CARBON FOOTPRINT SOM BESLUTNINGSVÆRKTØJ I VANDSELSKABER

Baggrund

Den stigende bekymring for klimaforandringer har for alvor sat skub i klimastrategier og indsatser på alle niveauer. Således har den danske vandsektor også et ønske om at medvirke aktivt til at mindske klimapåvirkningerne. Dansk vand- og spildevandsforening har således i deres strategi/udviklingsplan 2009 et ønske om at bevæge sig fra benchmarking¹ til fokus på klimaændringer. Der er opsat 5 prioriterede mål ved vandselskaberne, bl.a. at vandsektoren skal være CO₂-neutral i 2025, og der skal ske klimatilpasning ved håndtering af regnvand uden oversvømmelser, samt at alt drikkevand skal komme fra grundvand /2/.

Formål

Miljøvurdering i form af et Carbon footprint for vandværksvand kan anvendes til at markedsføre VandCenter Syd som miljøvenlig og progressiv. Vandcenteret har udover pligteselskaber som levering af rent drikkevand af høj vandkvalitet mulighed for med et Carbon footprint at positionere sig i forhold til andre vandselskaber og bringe sig selv på banen som konsulent og foregangsvandselskab i forhold til de øvrige vandselskaber. I forhold til forbrugerkampagner for at drikke vand, vil det give en ekstra dimension at kunne sammenligne vandværksvand fra VandCenter Syd med andre vandselskaber eller med andre læskedrikke og således gøre produktet attraktivt i forhold til andre produkter.

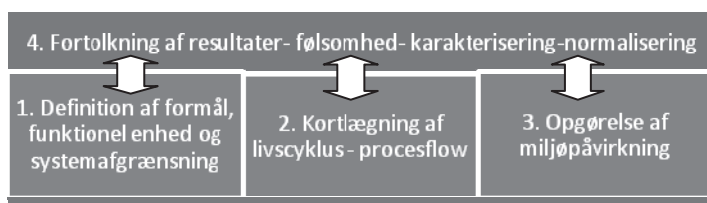
Formålet med pilotprojektet er at undersøge, hvordan Carbon footprint kan bruges som beslutningsværktøj i vandforsyning?

- Kan der for et udvalgt vandindvindingsopland i Odense Kommune opstilles et Carbon footprint og hvad er anvendeligheden og følsomheden af dette?
- Hvilke fordele og ulemper er der ved nogle af de virkemidler, som kan bringes i spil for opnåelse af CO₂ neutralitet i 2014? Hvor meget skal der til?

Miljøpåvirkningen af produktion af vandværksvand er opgjort ved valg af livscyklusanalyse (carbon footprint) som metode. Der er alene fokuseret på miljøpåvirkning i form af drivhuseff-

¹ Benchmarking = et redskab til at identificere effektiviseringspotentialer ud fra sammenligning af nøgletal./2/.

fekt, da de øvrige miljøpåvirkninger (forsuring, human- og økotoksicitet har vist sig at være mindre betydende)². Et Carbon footprint (LCA) er en systematisk opgørelse af miljøpåvirkningen af alle kendte kvantificerbare input og output af et projekt. Den søger at afdække produktets livscyklus (her produktion af 1 m³ drikkevand) i form af input af hjælpestoffer, materialer og energiforbrug eller output i form af emissioner, affald m.v. Det forudsættes, at øvrige miljøpåvirkninger er negligeable. Livscyklusanalysen udføres med udgangspunkt i ISO 14040-44 og den danske LCA metode (UMIP-metoden) /3//4//5/. LCA kan udføres på forskellige niveauer - der er her valgt en screening baseret på generelle og eksisterende steds-specifikke data. En LCA er opbygget af 4 step og er en iterativ proces, hvor der startes med et hovedscenarie med de data, som det er muligt at fremskaffe, hvorefter der kan ske en gradvis iterativ udbygning med flere data og følsomhedsvurderinger med variation i inddata, energiforsyning og levetid af bygninger og maskiner.



I overensstemmelse med tankegangen i konsekvens LCA³ er der anvendt marginal el-produktion⁴. Data fra kortlægningen/opgørelsen indtastes i et PC-værktøj og ved hjælp af omfattende databaser indbygget i PC-værktøjet Simapro kan miljøpåvirkningen opgøres og evalueres.

Systemet afgrænses til oppumpning af grundvand fra indvindingsboring, vandbehandling på vandværk og udpumpning til ringledning efter vandbehandling. Systemet afgrænses til at stoppe efter vandbehandling til ringledning. Selve distributionen fra ringledning til forbruger medtages ikke, da et Carbon footprint ønskes begrænset til VandCenter Syds levering af produktet "1 m³ rent drikkevand" til hovedledning. Systemafgrænsningen fremgår af næste figur. Det er vigtigt at definitionen af den funktionelle enhed er entydig for at der er mulighed for at sammenligne med produktion af vand fra andre vandværker. Den funktionelle enhed er i dette projekt miljøpåvirkning i form af drivhusgasser (Carbon footprint) ved levering af 1 m³ oppumpet og rent grundvand leveret til ringledning efter vandbehandling i år 2014. De til levering af 1 m³ rent drikkevand nødvendige anlægsinvesteringer i form af et antal vandværksboringer og et vandværk regnes at have en levetid på 50 år, alternativt 25 år.

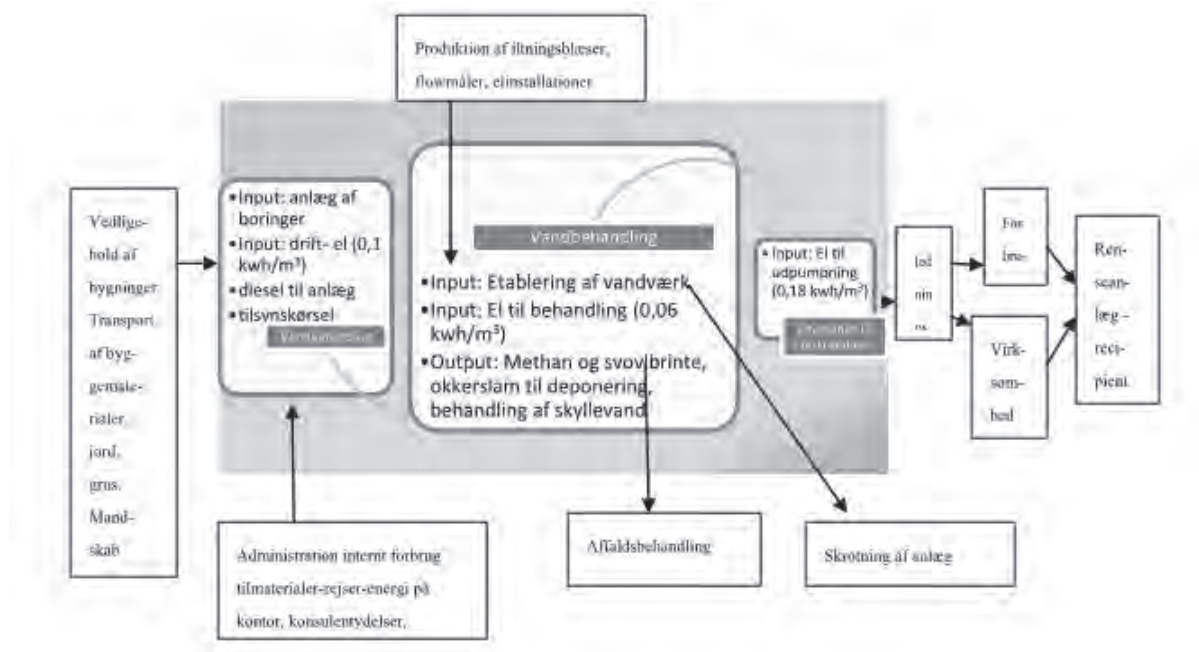
Resultater

Resultatet af pilotstudiet har vist, at den altovervejende kilde til miljøpåvirkning med drivhusgasser er energiforbruget ved drift af boringer og vandværk (95-98 % af miljøpåvirkningen). Resultatet af pilotstudiet gør det muligt i det videre arbejde med CO₂-regnskab for vandselskabet som helhed at fokusere på opgørelse af de kilder, som pilotstudiet pegede på var mest betydende, altså energi og se bort fra anlæg af boringer og bygninger (< 5 % af miljøpåvirkningen) med mindre der anvendes store mængder

² Der anvendes i dette pilotstudie data fra Københavns Energi i de tilfælde, hvor der ikke haves stedspecifikke data fra Vandcenter Syd./7//8/

³ Konsekvens LCA for vand: Substituering med nye produkter er ikke aktuel. Marginal el forudsættes.

⁴ Marginal elproduktion = Den energikilde, som ud fra en korttidsmarginal er mest påvirkelig overfor en ændring i markedet. Marginal el opfattes i DK ofte som 100 % kul, alternativt 50 % kul og 50 % naturgas /6/



meget energikrævede materialer som eks. aluminium, zink eller kobber. Der er beregnet et Carbon footprint pr. m³ produceret vandværkssvand på 0,34 kg CO₂ ækvivalenter, som er i god overensstemmelse med litteraturværdier. I det efterfølgende livscyklus-baserede klimaregnskab, er det samlede CO₂ bidrag opgjort til 210 tons pr. år for Dalum vandindvindingsopland og 3400 tons /år for boringer i VandCenter Syds forsyningsopland. Følsomheden i forhold til anden energiforsyning end kul kan nedsætte CO₂-bidraget med op til 40 %.

Diskussion

For at opveje VandCenter Syds CO₂ -bidrag på vandforsyningsområdet peges der i studiet på, at der kan overvejes virkemidler som takstforhøjelser til at sænke forbruget på vand. Til at sænke energiforbruget kan der ske energieffektivisering i form af udskiftning af pumper, sammenlægning af vandværker, etablering af vandtårne samt energibesparelser i administration til kørsel, el og varme. Hvis der ønskes en stærk signal effekt kan der investeres i solceller på vandværkernes tage og køb af vindmølleandele. Det er beregnet, at der til udligning af CO₂-udledningen fra drift af Dalum Vandværk skal etableres 3800 m² solceller eller købes en 1/15 andel af en 2,3 MW vindmølle med en produktion på 6500 MWh. Der er også mulighed for at købe CO₂-kvoter og destruere disse for at undgå, at andre køber dem /9/. Problemet her er blot, at der er for mange kvoter i omløb, og de har en meget lav handelsværdi, hvorfor et opkøb og destruktion har en lille effekt. Udligning af CO₂-bidraget med etablering af skov er også en mulighed, hvis der vel og mærke er tale om skov på marginal jorde. En skovrejsning på landbrugsjord i Danmark som en måde at udligne CO₂ – udledningen er ikke i overensstemmelse med livscyklustankegangen, da den danske landbrugsproduktion, da skal erstattes af import af et evt. mindre miljøvenligt produceret landbrugsprodukt andetsteds i verden med evt. forudgående skovfældning til følge /6/. Der er behov for at være kritisk overfor køb af grøn strøm og CDM-kvoter. Nogle udbyderes tilbud af Grøn Strøm er således ikke en reel meretablering af vedvarende energi, men blot en legalisering af en merpris på eksisterende planer om vindmølleudbygning og vandkraft fra Norge /6/. Nogle CDM-kvoter i udlandet (som eks. projekter for hindring af fældning af regnskov/skov-

fredning i tropiske lande) kritiseres for at være tvivlsomme og ikke kunne dokumentere den fornødne effekt samt være en lidt for nem måde for den rige verden at løse deres forpligtelser til CO₂- reduktion i stedet for at iværksætte en indsats i eget land.

Konklusion

At fremvise et Carbon footprint eller klimaregnskab signalerer, at virksomheden er troværdig og tager sin del af ansvaret for at skabe et bedre klima. Opgørelsen er med til at bevidstgøre rekvirent, her VandCenter Syd, om hvordan de ligger i forhold til andre vandproducenter. Samtidig er det med til at klarlægge, at den eneste virkelig væsentlige kilde til Carbon footprint for vandforsyning er energiforbrug ved drift af borer og vandværk. Denne viden kan bruges i den videre kortlægning i vandselskabet til at have fokus på drifts- og energidata og undlade at fokusere på bygninger, der på grund af den lange levetid ikke tæller væsentligt i klimaregnskabet. Carbon footprint fra spildevandsrensning forventes på grund af et større energiforbrug at være en langt større bidrager til CO₂-udledningen end vandforsyningen.

Perspektivering

Det kunne i et andet studie være interessant at udvide systemafgrænsningen til at omfatte ledningsnettet og forbrugerleddet samt udvide analysen med en miljøøkonomisk analyse med belysning af alternativer ved stigende energipriser. Gennemførelse af en LCA (carbon footprint) kan være omfattende og bør ikke være stopklods for beslutning om miljø- og klimarigtige tiltag, som kan tages med mindre data ved blot at gennemtænke livscyklusperspektivet. Et kritikpunkt til Carbon footprint er, at den ikke medtager miljøpåvirkning i form af vandkvalitet og biodiversitet, og at der er for megen fokus på nøjagtighed i materialeforbrug og emissioner i forhold til usikkerhed og datasikkerhed.

FULDSKALA PROJEKT FOR CO₂-NEUTRALITET I HELE VANDCENTER SYD

Baggrund

VandCenter Syd (VCS) er en forsyningsvirksomhed som ejer og driver anlæg inden for vandforsyning og afledning af spildevand i Odense Kommune. Virksomhedens aktiviteter omfatter kildepladser for drikkevand, vandværker samt vandforsyningsnet. I relation til spildevand tager virksomheden vare på det samlede kloaksystem og spildevandsrensning. Herudover er der en række tilknyttede aktiviteter som blandt andet omfatter salg af ydelser til andre forsyninger, dels i Danmark og i noget større udstrækning i udlandet.

Formål

VandCenter Syd ønsker at foretage en gennemgribende analyse af hele selskabets miljøbelastning i relation til CO₂ udledning. Dette er forankret ved, at der i selskabets nyligt vedtagne strategiplan for perioden 2010 -2014 er indføjet følgende:

"Som led i vores miljøbeviste måde at drive virksomhed på skal vi arbejde på at reducere vores energiforbrug og øge vores egenproduktion af vedvarende energi. Målet er at VCS's nettoenergiforbrug skal dækkes af vedvarende CO₂-neutral energi. Vi gennemgår alle vores anlægs energiforbrug og undersøger mulighederne for at implementere nyere teknologi for at optimere energiforbruget. Vores investeringsløsninger skal være de teknisk, miljømæssigt og økonomisk bedste."

Projektet er det største tværgående projekt i selskabet i øjeblikket og har været i gang siden august 2010 og der arbejdes med Grontmij | Carl Bro som proces-, teknisk- og fagkonsulent på opgaven. Der er derfor benyttet formuleringer i den efterfølgende tekst, som er uddraget fra del af det materiale, der er udarbejdet i forløbet.

Metode

Projektet er opdelt i følgende hovedfaser, hvor den første fase er nyligt afsluttet.

Vurdering og kortlægning, herunder også metodevalg og afgrænsning. Denne fase vil især opstille en kortlægning af de miljøpåvirkninger, specielt energimæssigt, som eksisterer i dag. Kortlægningen vil munde ud i opstilling af et CO₂ regnskab. En meget væsentlig del af denne første fase vil være en afklaring af metodevalg og en afgrænsning af, hvilke forhold der kan tages i betragtning i relation til opfyldelse af den opsatte målsætning. Inddata og bidrag til regnskabet skal leveres fra de forskellige dele af VCS's organisation. I denne del indgår derfor en afstemning af holdningerne til, hvorledes dette regnskab skal opsættes og hvilke afgrænsninger, der eventuelt skal sættes. Undervejs i projektet vil man være opmærksom på, at kunne foretage nødvendige ændringer og omgøre beslutninger ud fra, at man er blevet "klogere".

Udpegning af tiltag/indsatsområder og definering af projekter. Denne næste fase vil tage sigte på konkrete projekter eller indsatsområder, herunder ikke mindst opstilling af mål og forventet udbytte af de definerede projekter og indsatser frem mod 2014 inkl. fastlæggelse af de tidsmæssige og økonomiske konsekvenser – en bruttoliste samt en liste med en anbefalet prioritering.

Gennemførelse af udpegede projekter og indsatsområder. I 3. fase vil der ske implementering af projekter og indsatser. Endvidere vil der her ske en rapportering af graden af mål opfyldelse.

Den anbefalede fremgangsmåde vil bl.a. som det er beskrevet i opgaveformuleringen:

- sikre en relevant afgrænsning af opgaven til de emner og områder, der skaber værdi for VCS og dets ejere
- sikre opbakning/ejerskab og robusthed i strategien
- sikre metodisk korrekte tilgange (f.eks. GHG-protokol)
- sikre effektivitet i løsningen på basis af udnyttelse af allerede eksisterende erfaringer
- afdække eventuelle barrierer og hindringer mod at implementere de gode ideer og reducere disse barrierer og forhindringer
- sørge for gensidig forståelse og enighed om indhold og tilgang til de næste faser.

VCS har tidligere arbejdet aktivt med optimering af drift rettet mod energibesparelser, men tidligere kun i mindre grad ud fra et CO₂-perspektiv. Da der er to mulige fortolkninger af begrebet CO₂-neutralitet, er det vigtigt at valget af fortolkning afklares tidligt i forløbet. CO₂-neutral ifølge den ene model, den såkaldte Green-house Gas Protocol tager udgangspunkt i en virksomheds samlede energi-forbrug (brutto-energi) og denne opgørelse kompenserer ikke for solgt energi. Udnyttelse af overskudsenergi medregnes i GHG-standarden under den organisation, som modtager og bruger den solgte energi – overskudsenergi - primært varme, som sælges til fjernvarmenettet. Derfor vil CO₂-neutralitet ud fra GHG-protollen lede til langt større krav til VCS end den anden model, her kaldet "Energi-neutralitet", som tager udgangspunkt i at virksomheden er CO₂-neutral, hvis dens nettoenergiforbrug dækkes af CO₂-neutrale energi-former. Der findes dog på sigt en mulighed for også officielt at kunne fratrække egenproduktionen af energi, som vil udgøre et væsentligt større incitament og sørge for en yderligere udvikling på dette område /10/.

Der kan på grund af de forskellige energiformers CO₂-belastning dermed ikke sættes lighedstegn mellem energi-balance og CO₂-balance, men energi-balancen udgør et godt og nødvendigt grundlag for at opstille CO₂-balancer – uanset om man benytter GHG-protokollen eller andre metoder.

Nedennævnte arbejdsområder indgår i vurderingen: Pumper, maskiner, styringer, renseprocesser, bygninger, belysning, biler, alternative energikilder, tilkøb af uudnyttede CO₂-kvoter, egenproduktion af energi, varme, el, kantinedrift inkl. indkøb af råvarer, tilberedning af råvarer, selskabets rejsemåder og rejseaktiviteter, projektarbejdet og selve udformningen af projekterne osv. Listen er langt fra udtømmende og det er væsentlig at alle områder inddrages i vurderingen.

Eksempler på mål som kan være potentielle og attraktive at nå: Mindre / større motorer, kortere / længere (men færre) driftsperioder, omdrejningsregulering på maskiner, trykstyring, energisparepærer/rør, automatisk slukning/dagslysregulering, isolering og energiforsyning, hybridbiler/el-cykler, kan skovrejsning indgå som en del af CO₂-regnskabet osv. – tilsvarende vil listen over mål blive ligeså omfattende som de arbejdsområder, der skal bringes ind i opgaven.

Tager man udgangspunkt i 2009 opgørelsen har den samlede virksomhed købt ca. 62.000 GJ energi og solgt ca. 25.000 GJ, altså et netto-forbrug på ca. 37.000 GJ. I dette regnskab udgør spildevandshåndteringen såvel det største forbrug som det største potentiale for reduktion og genvinding. Den nuværende egendækning med energi er ca. 40 % for hele selskabet. Tallene for 2010 foreligger endnu ikke og det er heller ikke opgjort hvilken forøgelse i egenproduktionen af energi fra den i 2010 installerede nye gasgenerator har medført – og tilsvarende fra ombygningen af slambehandlingen.

I 2010 er der som led i en målrettet grundvandsbeskyttelse indgået aftale og købt landbrugsareal⁵ med en mulighed for at lave skovrejsning på op til ca. 300 ha jord. Dette vil kunne give en CO₂-reduktion på ca. 3000 tons per år (trætilvækst ved blandingsskov i DK over et 40-50 årligt perspektiv: ca. 10 tons CO₂/Ha pr år), eller ca. det samme som netto-energi-forbruget på 21.000 GJ (beregnet som el). Beregningsmæssigt er der en del usikkerheder på dette område, hvilket man i projektet vil arbejde med at få afdækket. Beregningen illustrerer at der er behov for væsentlige energireduktioner med renseanlæggene, som det område, hvor potentialet er størst. Andre områder som CO₂ mæssigt måske ikke bidrager markant kan til gengæld have en stor værdi rent holdningsmæssigt og adfærdsmæssigt. Derudover bliver der formodentlig behov for at justere en del andre steder og endeligt kan potentialet i skovrejsning formodentlig dække det resterende behov for reduktion – om end væsentlig del af det.

Resultaterne af den første fase er resultatmæssigt i overensstemmelse med det forventede, hvilket omfatter:

- et specificeret CO₂-regnskab for den samlede virksomhed med en relevant detaljeringsgrad (base-line)
- et idé-katalog med omkring 80 forslag til nærmere analyse

⁵ Udligning af CO₂-bidrag med skov på landbrugsjord i DK er diskutabelt, - efter LCA-standard kun ved skov på marginal jorde og udland Kilde: Jannick Schmidt, Aalborg Universitet /4/

Formålet med kortlægningen har været at sikre konkret indblik i VCS's nuværende CO₂-emissioner og rapportere disse i et samlet CO₂-regnskab for VandCenter Syd samlede emissioner som virksomhed i henhold til den valgte afgrænsning.

Kortlægningen er foretaget på baggrund af metoden i "Greenhouse Gas Protocol", hvilket betyder, at metoden er internationalt anerkendt, og de overordnede afgrænsninger og opdelinger definerede. I VCS er man opmærksomme på de tidligere nævnte forskelle mellem CO₂-neutralitet efter GHG protokol og VCS's tanker om "energinutralitet", og at dette valg og dets konsekvenser tydeliggøres og kommunikeres klart. GHG protokollen benytter tre kategorier af udslip:

Scope 1, der er de udslip, som virksomheden forårsager direkte på egen grund ("gennem egen skorsten"). Scope 2 der er de udslip, som virksomheden forårsager ved sit indkøb af energi. Scope 3, der er de indirekte udslip, som virksomhedens aktiviteter forårsager hos andre parter gennem indkøb, udliciteret service, rejser osv.

Kortlægningen kan således være detaljeret og sikre indblik i VandCenter Syds nuværende CO₂ emissioner scope 1 og 2 emissioner for, hvilke der foreligger fakturaer på energikøb samt måleraflæsninger. Disse målinger kan suppleres med yderligere undersøgelser og detaljering af eksempelvis elforbrug til processer i tilknytning til de direkte emissioner fra brug af olie, naturgas i processer, bygninger og køretøjer, kommer forbrug af el og varme, hvilket tilsammen dækker Scope 1 og 2 i GHG Protokollen.

Dertil kommer alle VCS's afledte scope 3 emissioner, der bl.a. drejer som afledte emissioner fra indkøb af ydelser og varer, tilvejebringelse af kantinemaden, bortskaffelse af affald, medarbejdertransport til og fra arbejde samt en lang række afledte emissioner.

Fremtidigt vil VCS gennem krav sine leverandører aktivt være med til at fastholde forudsætningen om CO₂-neutralitet også gennem leverancer af rådgivning, materialer mv. På nuværende tidspunkt er det vanskeligt at få en talmæssig størrelse for, hvad leverandører bidrager med CO₂ mæssigt. De valgte afgrænsninger danner baggrund opstilling af den endelige kortlægning. Kortlægningen vil principielt tage udgangspunkt i eksisterende oplysninger, suppleret med fremskrivninger, hvor dette er relevant, herunder vurdering af effekten (positiv eller negativ) af allerede planlagte projekter (forbedringer af slambehandling, aktivitetsudvidelser, igangværende effektiviseringer, skovrejsning etc.). I det omfang, eksisterende data ikke rækker til at lave opgørelsen, foreslås det at anslå de relevante poster og derefter evt. medtage målekampagner i de senere faser til etablering af relevant beslutningsgrundlag.

Den anden fase, som opstartes i februar 2011, vil blandt andet skulle forholde sig til, hvor stort potentialet er i de enkelte tiltagsmuligheder, der er identificeret i den første fase. Der vil her skulle indgå en række forskellige tekniske vurderinger, som naturligvis skal baseres på VCS's og deres rådgiveres detailkendskab.

Metodevalget i den anden fase skal bl.a. medvirke til, at chancen for succes øges ved at inddrage eksisterende viden og engagement, at både egne medarbejderes – og rådgivernes – faglige indsigt tilføres for at udfordre valget af tiltag og konkretisere beskrivelserne, at der skabes overblik over de rentable/billigste veje til at nå målet, at der sikres sammenhæng mellem de valgte tiltag og forhold vedrørende drift, arbejdsmiljø, kvalitet mv., og ikke mindst at der sikres god kommunikation og imagepleje samtidig med, at der skabes afsæt for formidling af relevante erfaringer.

En række udvalgte indsatsmuligheder vil blive defineret og vurderet indenfor forskellige dele af VCS's aktivitetsområder (vandforsyning, kloaksystem, renseanlæg, planlægningsfunktion, organisation, driftsideordnede aktiviteter). Tiltagene vil indledningsvist blive prioriteret ud fra en økonomisk overvejelse om, hvor man får størst CO₂-reduktion for pengene. Herudover vil projektbeskrivelserne omfatte en vurdering af projekternes samspil med drift, arbejdsmiljø og eksternt miljø

For hvert enkelt tiltag begrundes, hvorfor det er relevant, og der laves et estimat over, hvor mange tons CO₂ der kan reduceres ved en implementering hos VCS.

Overslag over omkostninger etableres for de enkelte tiltag, da investeringsomfanget kan være en begrænsende og dermed afgørende faktor for, at reduktionsmålet kan nås. Belysning af afgiftsforhold (fra projekt til projekt, konkret) er en vigtig parameter. Der er ofte god økonomi i at anvende egenproduceret energi indenfor matriklen og med den nye energiafgiftspakke, vil det blive endnu mere attraktivt at anvende overskudsenergi.

Resultat

Det endelige resultat af de økonomiske overvejelser vil være en illustration af omkostningerne per tons CO₂ i relation til mængderne. Der skal derfor for hvert enkelt tiltag laves et overslag over anlægsomkostninger, levetidsvurdering samt emissionskonsekvenser af tiltaget.

Idé kataloget rangordnes efter økonomien i projekterne, så de mest omkostningseffektive CO₂-tiltag implementeres først. Derudover kan vælges at implementere projekter med særlig signalværdi.

Man forventer gennem det foreslåede at skabe værdi for VCS ved:

- at sikre implementering af et antal helhedsorienterede tiltag af forskellige typer (fysiske projekter, procedurer og arbejdsgange)
- adfærd og holdninger), hvor løsningerne sikrer, at der tages til ikke kun CO₂-aspekter og økonomi, men også til drift, arbejdsmiljø og det eksterne miljø.
- at sikre dokumentation af projektresultater
- at bidrage signifikant til opfyldelse af de fastsatte mål om CO₂-neutralitet i 2014
- at sikre god kommunikation internt og eksternt og dermed imagepleje
- at skabe afsæt til eksport af relevante erfaringer

Konklusion

Konkrete udvalgte projekter med synlig og opnåelig effekt – vil være en blanding af aktiviteter indenfor det fysiske, procedure- og adfærdsmæssige område. Fysiske projekter – ”den hårde del” - kan både være små projekter (udskiftning af bestemte pumper med nyere mere effektive versioner) eller store projekter (f.eks. udskiftning af luftningssystemer på renseanlæg eller vandværker, omlægning af processer, der kræver ombygning af anlægsdele eller andre væsentlige investeringer). Mindre projekter kan måske gennemføres som del af den almindelige drift og vedligehold mens store projekter kræver en traditionel procedure med planlægning, projektering, udbud, beslutning og implementering.

Procedurer og arbejdsgange – ”den bløde del” – kan omfatte ændringer og optimeringer af arbejdsgange, såvel som optimering af fysiske/biologiske processer på anlæggene, altså noget, der kan gøres med mindre investeringer til nødvendigt måleudstyr o.l. En særlig aktivitet i denne kategori kan være en implementering af procedure for klimavurdering af alle stør-

re projekter. En sådan procedure kan fokusere på såvel CO₂-reduktionsaspekter som på tilpasning af anlægsdele til de fremtidige påvirkninger på projekterne fra fremtidige klimaændringer. Det sidste element er lidt udenfor det nuværende klima-strategi-projekt, men der kan være fordele i at indføre en samlet procedure for begge klimaaspekter (reduktion og tilpasning).

Adfærd/holdning/vaner – ”den frivillige del” omfatter dels medarbejderne mange små valg i hverdagen om transportform og -optimering, lys, varme o.l. men også deres vaner med hensyn til at se muligheder for forbedringer og til at bringe disse frem. I en i forvejen veltrimmet organisation kan denne type bidrag vise sig at være det, som bringer organisationen ”i mål”. Desuden ligger de direkte udgifter typisk på et ret lavt niveau sammenlignet med resultaterne.

Perspektivering

Kommunikation – både intern og ekstern – er vigtig gennem hele forløbet frem mod målet om CO₂-neutralitet. Dette betyder, at det er nødvendigt at skabe en fælles forståelse blandt virksomhedens medarbejdere, således at alle får et ejerskab i forhold til at nå målet. På denne baggrund indgår i det i den beskrevne løsning, at man hele tiden aktivt forholder sig til, hvilke budskaber der skal kommunikeres om med forskellige målgrupper – og hvordan kommunikationen med disse målgrupper skal foregå. Erfaringsmæssigt vil denne kommunikation ofte være intern i starten og sigte imod både de, der har en aktiv rolle i projektet og imod organisationen bredere. Nogle virksomheder vælger dog også på et tidligt tidspunkt at kommunikere offentligt, hvilket især kan være relevant, hvis virksomheden (som det er tilfældet her) er frontløber i forhold til andre, sammenlignelige virksomheder. Der kan også vælges en mere aktiv inddragelse af medarbejderne eller for at skabe større eksterne synlighed af VCS’ tidlige og målrettede indsats på klimaområdet.

LITTERATUR

- /1/ Lindgaard Andersen, Lotte, 2010 Brug af Carbon footprint som beslutningsværktøj i vandselskaber. Projekt på 2. semester, Master Miljøvurdering, Aalborg Universitet..
- /2/ Dansk Vand-og spildevandsforening, 2009, Danvas benchmarking og vandstatestik. Vand i tal 2009.
- /3/ Hansen m.fl., 2007: Status for LCA i Danmark 2003. Introduktion til den danske LCA metode og konsensusrapport. Miljøprojekt nr. 1204, 2007
- /4/ Caspersen, N og Wenzel H. 2002. Vejledning I kritisk gennemgang af LCA. Miljøprojekt nr. 687, 2002, Miljøstyrelse, DTU.
- /5/ Pommer K og Bech P mfl. 2001; Håndbog i miljøvurdering af produkter-en enkelt metode. Miljøstyrelsen/Teknologisk Institut/DTU/
- /6/ LCA-consultants/ Aalborg Universitet, Jannick Schmidt, 2010
- /7/ Københavns Energi/COWI, maj 2009. LCA af vandforsyningsalternativer, juli 2009
- /8/ Godskesen, B. mfl. 2009: Life Cycle Assessment of three Water Systems in Copenhagen
- /9/ Økologisk Råd: Klima og Grøn Strøm”. Dyck-Madsen, august 2009
- /10/ Green House Gas Protocol, 2003. The GHG Protocol for project Accounting. Word Ressources Institute, World Business Council for Sustainable Development.

JORDRESSOURCEN - ET OVERSET MILJØPROBLEM?

Kontorchef Leo Ellgaard
Seniorkonsulent Christian Andersen
Videncenter for Jordforurening, Danske Regioner

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

Erosion, jordpakning og tab af organisk materiale er alle processer med relevans for danske forhold. Samtidig er der tale om jordforringende processer, der ikke alene truer jordens frugtbarhed og biodiversitet, men som også kan være væsentlige bidragsydere til CO₂ i atmosfæren. Det må forventes, at netop de processer, der medvirker til at øge CO₂ udledning, er selvforstærkende. Uanset om Jordrammedirektivet vedtages eller ej, så er der behov for at iværksætte foranstaltninger til at håndtere de jordforringende processer, som direktivet identificerer.

BAGGRUND

EU kommissionen fremsatte i efteråret 2006 den tematiske jordstrategi /1/, som bl.a. indeholdt jordrammedirektivet /2/. Det var en fortunlet periode for den danske miljøadministration, som var midt i en strukturreform. Den tematiske jordstrategi antog en tematisk tilgang og så på jorden ud fra en helhedstanke. En del af strategien omhandlede jordforurening, der er et velkendt problem i Danmark, mens den øvrige del af direktivet omhandlede processer som forsaltning, tørke, erosion, o.l., der af mange bliver anset som eksotiske hændelser, hvis omfang i Danmark er så beskedent, at de i det store hele kan ignoreres. Mens den uforpligtigende tematiske jordstrategi blev vedtaget, blev direktivet blokeret af et mindretal i Ministerrådet. Og der er intet, der tyder på bevægelse.

KLIMA OG JORD

Hen imod COP15 i København fik *klima* så megen politisk bevågenhed, at klimapåvirkning og klimatilpasning skulle tænkes ind i alt, hvis man ville have politikernes og offentlighedens opmærksomhed. Intet var så småt, at dets *carbon footprint* var uden betydning, og klimaforandringerne ville blive så store, at intet tilsyneladende vil forblive upåvirket. Det gjaldt også jordresursen. I den forbindelse kom der fokus på, at topjorden er verdens næststørste kulstoflager – kun overgået af oceanerne. Men den CO₂, der bindes i jord, kan også frigøres fra jord. Erosive processer fjerner jord. Organisk materiale, der ellers ville være bundet i et iltfattigt miljø, nedbrydes, og CO₂ frigives. Både erosive processer og nedbrydning af organisk materiale må samtidig forventes at blive accelereret som følge af de klimaforandringer, som de er med til at skabe. I Storbritannien vurderes det, at nettotabet af CO₂ fra topjord udgør 8 % af hele landets CO₂ udledning /3/. I Danmark vurderer DMU, at nettotabet målt som CO₂-ækvivalenter som følge af den samlede arealforvaltning udgør knap 20 % af landets samlede udledning af drivhusgasser /4/. Alene CO₂ udledningen fra organiske lavbundsjordene udgør 2,9 %. Udledningen fra de mere udbredte, men mindre kulstofholdige mineraljordene, er slet ikke opgjort /4/. For Danmark er afgivelsen af CO₂ fra jorden af særlig betydning, i det Danmark har tilvalgt jordens nettobalance af kulstof i sit nationale CO₂ regnskab under Kyoto protokollen.

JORDFORRINGENDE PROCESSER

Klimaeffekten er imidlertid ikke det eneste interessante, hvis man ser nærmere på den tematiske jordstrategis relevans for danske forhold. EU Kommissionens forslag til et jordrammedirektiv fastsætter rammebetingelser for integreret forvaltning af jorden som resurse. Direktivet indeholder to dele: Den ene omhandler jordforurening, den anden omfatter andre jordforringende processer. I direktivet nævnes 6 trusler mod jordressourcen: Erosion, tab af organisk materiale, jordpakning, forsaltning, jordskred og forsuring. Direktivet foreskriver, at medlemsstaterne, for de trusler, der vurderes relevante, skal udpege risikoområder, og at medlemslandene skal revidere dem hvert 10 år. Der skal desuden laves en plan med målsætninger for at reducere de jordforringende processer. I et notat, som Danmarks Jordbundsforskning (DJF) har lavet for Danske Regioner, vurderes det, at erosion har

moderat relevans for danske forhold, og at *jordpakning og tab af organisk materiale* har væsentlig relevans i Danmark /5/. De øvrige trusler vurderer DJF som ikke relevante i Danmark.

Jordpakning skønnes at være en alvorlig trussel mod jorden som resurse, også i Danmark. Størrelsen af de maskiner, der anvendes i landbruget, er historisk vokset kraftigt. Tungere landbrugsmaskiner forårsager jordpakning, som i landbruget er kendt som traktose. Udenlandske undersøgelser tyder på, at tab i høstudbytte som følge af jordpakning kan være op til 6-12 %. Samtidig er jordpakning i dybder over 40 cm irreversibel. Jordpakning fører til, at jordens mikroporer sammenpresses, hvorved vand ledes igennem makroporer såsom regnormegange i stedet, hvilket øger stofudvaskningen. Færre mikroporer skaber desuden iltfattige lommer, hvor denitrificerende organismer omdanner nitrat til latedgas, som har en kraftigere drivhuseffekt end CO₂ /5/. Landbruget er generelt opmærksomt på, at jordpakning er et problem.

Erosion som følge af nedbør beskrives lige nu som moderat af DJF. Den medfører, at der fra en typisk mark fjernes omkring 3 ton jord pr. hektar om året /8/. Det svarer til knap 1 mm jord. Gendannelsen af jord ligger typisk på langt under 1 mm år /5/. Den erosion, der følger af jordbearbejdning, kan typisk udgøre 20 ton pr. hektar om året /8/. Det er dokumenteret for nogle arealer, at de har mistet 15 cm af deres topjord gennem de sidste 45 år. Kraftigere nedbør som følge af klimaforandringer kan medføre øget erosion.

Omfanget af jordforringende processer afhænger af, hvordan arealet forvaltes. Pløjefri dyrkning, lave- re pløjningshastighed, vinterafgrøder og nedmuldning er metoder, der virker ved at mindske erosion og tab af organisk materiale /5/. Der er ikke kun fordele ved at lave restprodukter til biobrændsel. Man fjerner organisk materiale fra jorden, gør den mindre frugtbar, og frigiver kulstof til atmosfæren. Sam- tidig gør man jorden mere udsat for erosion.

BIODIVERSITET OG JORD

Både FN og EU havde besluttet at tilbagegangen i arternes uddøen skulle standses inden 2010, som var udpeget til FN's år for biodiversitet. Da det ikke skete, benyttede man i stedet året til at fejre FN's og EU's nye målsætning om at standse nedgangen i biodiversitet inden 2020. Ligesom klima er biodi- versitet en vanskelig størrelse. Den politiske proces virker bedst ved en målrettet sektoriel indsats, men både i forbindelse med klima og biodiversitet er årsager og effekter meget komplicerede, omfat- tende og tværsektorielle. Når arter uddør, er det blandt andet fordi deres habitater ødelægges, og mellem 1/4 og 1/3 af alle arter vurderes at have deres habitat i topjorden /3,5/. En undersøgelse fra DTU /6/ viser, at blot ét gram jord kan indeholde 10 millioner forskellige mikroorganismer. Mange af disse arter er ukendte, og man kender ikke deres betydning for økosystemet.

DMU udgav i 2011 en rapport, der viser, at 47 % af de valgte indikatorer for biodiversitet peger på tilbagegang i Danmark. 25 % af indikatorerne viser stabilitet eller fremgang. Men for 28 % af indikato- rerne er udviklingen ukendt /5/. Vi ved altså hverken hvilke arter, der lever i jorden, hvilken betydning de har for økosystemet, eller hvorvidt de er truede. Et kvalificeret bud på det sidste er dog, at de er truede, fordi deres habitat er under forandring. Organismerne i jorden har en vigtig funktion: De ned- bryder blandt andet miljøfremmede stoffer, organisk materiale og næringsstoffer, så sidstnævnte kan optages af planter. Forsøg viser, at jo flere pesticider man anvender på jord, jo mere gødning er man også nød til at anvende, fordi de organismer, der omdanner næringsstoffer, så de kan optages af planterne, ikke er til stede i samme mængde som i jord, der ikke sprøjtes /7/. Jo fattigere et liv i jor- den, jo mindre modstandsdygtig synes den endvidere over for sygdomme, fordi meget af den redun- dans i jordens funktion, der normalt findes, er begrænset.

JORDRAMMEDIREKTIVETS BETYDNING

Jordrammedirektivet er fortsat blokeret af et mindretal i Ministerrådet bestående af Storbritannien, Tyskland, Frankrig, Holland og Østrig, og der er intet, der tyder på bevægelse. At direktivet ikke er vedtaget, og måske heller ikke bliver det, betyder dog ikke, at det har været uden indflydelse. Ved fremsættelsen af den tematiske jordstrategi i 2006 var der blot ni lande i EU, der havde en jordlovgivning /1/. Mange af de ni lovgivninger var ligesom den danske begrænset til enkelte aspekter af jord. Da lande som Schweiz og Belgien (Wallonien) siden skulle udvikle en jordlov, blev der taget udgangspunkt i den integrerede tilgang, der er anvendt i jordrammedirektivet. Holland, der er modstander af Jordrammedirektivet, har allerede i mange år haft en integreret jordlovgivning, hvor der for hver region fastlægges en regional jordstrategi. Strategierne kan variere mellem at være fokuseret på jordforurening i byområder, at være fokuseret på erosion i kuperede områder eller at være fokuseret på jordpakning i landbrugsområder. Der ses også, at de tanker, der er gjort i jordrammedirektivet, finder vej til anden EU lovgivning, eksempelvis som krav til arealforvaltning ved modtagelse af hektarstøtte /5/. Andre elementer fra den tematiske jordstrategi ses i Direktiv om Industrielle Emissioner og Direktiv om Vedvarende Energi.

KONKLUSION

Jordrammedirektivet ser ikke ud til umiddelbart at blive vedtaget af Ministerrådet. Direktivet peger imidlertid på relevante og hidtil upåagtede problemer i Danmark. Der er ingen erkendelse af dette i ministerierne eller på Christiansborg. Danmark har traditionelt nydt godt af et mildt klima og fede jorde, og derfor har vi en stor naturlig kapital at tære på. Erosion og tab af organisk materiale kan derfor fortsætte længe, uden at det umiddelbart underminerer jordens produktionsevne. Biodiversitet og klimapåvirkning kan gå af mode, og sammenhængen til jordresursen er kompleks, så deres evne som politikdrivende på dette område er nok begrænset. Anderledes forholder det sig med jordpakning, som er et anerkendt og frygtet problem af landbruget. Det er derfor muligvis via denne udfordring, man kan bringe andre jordforringende processer til opmærksomhed, da disse er gensidigt afhængige og forstærkende. Uanset om jordrammedirektivet bliver vedtaget i EU eller ej, forestår der en række udfordringer, som er svære at erkende – endsige takle, fordi vi i det danske system netop ikke har en helhedstilgang til jorden, på samme måde som vi gerne vil have på eksempelvis vandområdet. Jordrammedirektivet er ganske vist ikke vedtaget, men mange lande har ladet sig inspirere af det og lavet en mere omfattende jordlovgivning, hvor jordforurening blot udgør en af flere trusler, hvis relevans og intensitet kan skifte fra region til region.

LITTERATURHENVISNING

/1/ Kommissionen: "Temastrategi for jordbundsbeskyttelse", KOM(2006)231

/2/ Kommissionen: "Forslag til Europaparlamentets og rådets direktiv om beskyttelse af jordbunden og om ændring af direktiv 2004/35/EF", 2006/0086 COD

/3/ Joint Research centre: "European Atlas of Soil Biodiversity", 2010

/4/ Miljø- og planlægningsudvalget 2010-11, Spørgsmål 141

/5/ Elsgaard, L.: "Notat vedrørende den tematiske jordstrategi's relevans for danske forhold", 2011, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet

/6/ "Ny model forudsiger mikroorganismers adfærd", Teknik og viden, 25. august 2010 (<http://www.teknikogviden.dk>)

/7/ Claude Bourguignon, Green Week præsentation 2010: "Soil biodiversity and soil fertility: Can we have the one without the other"

/8/ Schjønning, P., Heckrath, G. & Christensen, B.T.: "Threats to Soil Quality in Denmark", 2009, Faculty of Agricultural Science, Aarhus University

PUNKTKILDERS PÅVIRKNING AF GRUNDVANDSKVALITETEN I DANMARK

Seniorrådgiver, geolog Walter Brusch
Seniorforsker, ph.d. Karen G. Villholth
GEUS

Fagleder, ph.d. John Flyvbjerg
Fagleder, cand. mag. Carsten Bagge Jensen
Region Hovedstaden

Civilingeniør Katrine Smith
Miljøstyrelsen

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUME

Artiklen præsenterer de overordnede resultater fra et igangværende projekt, hvor der på baggrund af de seneste 25 års data i JUPITER databasen foretages en detaljeret analyse af punktkilders påvirkning af grundvandsressourcens kvalitet. Analysen viser bl.a., at *halogenerede alifatiske kulbrinter* er den punktkilderelaterede stofgruppe, som er fundet oftest i grundvandet. Boringer forurenede med halogenerede alifater forekommer først og fremmest i byområder og i størst antal i hovedstadsområdet. *De aromatiske kulbrinter* er fundet næsten lige så hyppigt som de halogenerede alifater, men forekommer sjældnere i koncentrationer, som overstiger kvalitetskriterierne for aromatiske kulbrinter i grundvand og stofferne forekommer også ofte udenfor byområderne. *MTBE* findes mindst hyppigt og sjældent i koncentrationer over kvalitetskriteriet. For alle tre stofgrupper er der muligvis en tendens til, at koncentrationerne i grundvandet har været faldende gennem de seneste 10 år.

INDLEDNING

Siden 1980'erne har regionerne og de tidligere amter opsporet, undersøgt, risikovurderet og oprenset forurenede lokaliteter (punktkilder). Derudover er der undersøgt og oprenset et stort antal grunde af Oliebranchens Miljøpulje, Forsvaret, private grundejere m.v. Formålet med denne indsats har været at beskytte grundvandsressourcerne mod forurening med miljøfremmede stoffer. Det er især miljøfremmede stoffer som klorerede opløsningsmidler samt olie- og benzinstoffer, der har været i fokus i forbindelse med punktkilderne.

Samtidig med denne undersøgelses- og oprydningsindsats er der indsamlet store mængder data vedr. grundvandets påvirkning af forurening fra bl.a. punktkilder. Disse data omfatter vandanalyser fra vandværkernes indvindingsboringer, fra grundvandsovervågningen i det landsdækkende overvågningsprogram for vandmiljøet samt fra undersøgelses- og overvågningsboringer etableret i forbindelse med forureningsundersøgelser. GEUS er det nationale center for grundvandskemiske data og samler indberettede data fra miljømyndigheder, vandforsyninger og andre i grundvandsdatabasen JUPITER.

I GEUS' regelmæssige rapporteringer vedr. den nationale grundvandsovervågning er der gennem årene givet et godt overblik over grundvandets indhold af en række stoffer, som har betydning for grundvandskvaliteten - herunder forskellige grupper af miljøfremmede stoffer, som typisk stammer fra punktkilder. Der har imidlertid ikke tidligere været foretaget en nærmere analyse af punktkildernes påvirkning af grundvandet på landsplan, herunder hvilke faktorer, som har betydning for tilstedeværelsen af miljøfremmede stoffer i grundvandet, samt hvilken udvikling man hidtil har set og fremover kan forvente mht. grundvandets indhold af miljøfremmede stoffer fra punktkilderne.

Region Hovedstaden og GEUS har derfor med støtte fra Miljøstyrelsens Teknologiprogram i 2010 igangsat et projekt, som har til formål at foretage en nærmere analyse af typiske punktkildeforureningers påvirkning af grundvandsressourcen med miljøfremmede stoffer. Projektet har været fulgt af en styregruppe med repræsentanter for de fem danske regioner og Videncenter for Jordforurening. Arbejdet er i skrivende stund (januar 2011) i den afsluttende fase.

FORMÅL

Formålet med projektet er med udgangspunkt i eksisterende grundvandsdata fra GEUS database JUPITER og øvrig viden at undersøge:

- Hvilke informationer kan der uddrages af de tilgængelige data vedr. punktkilders påvirkning af grundvandsressourcen?
- Hvordan forventes den fremtidige udvikling af grundvandskvaliteten at blive på baggrund af den nuværende viden om punktkildernes påvirkning af grundvandsressourcen

Denne artikel præsenterer nogle af projektets overordnede resultater. Samtlige resultater vil blive publiceret senere på året i en rapport fra Miljøstyrelsens Teknologiprogram.

FREM GANGSMÅDE

Der er i projektet fokuseret på tre hovedgrupper af miljøfremmede organiske stoffer, som typisk stammer fra punktkilder (se tabel 1):

- Halogenerede alifatiske kulbrinter (hovedsageligt klorerede opløsningsmidler og disses nedbrydningsprodukter)
- Aromatiske kulbrinter
- MTBE og to nedbrydningsprodukter heraf

Der er etableret en projektdatabase, som er en delmængde af JUPITER-databasen med kvalitetssikrede vandkemiske analysedata for stofferne fra de tre hovedstofgrupper i tabel 1. De kemiske analysedata stammer fra vandprøver fra flg. tre hovedgrupper af borer:

- *GRUMO-boringer:* Der er tale om egentlige overvågningsboringer, hvor vandprøver typisk er udtaget fra korte indtag (0,5 – 1 m filterlængde). Boringerne er en del af den landsdækkende grundvandsovervågning, som varetages af miljøcentrene og GEUS. Boringerne er overvejende placeret i det åbne land. Dog findes der også overvågningsoplande i byområder, bl.a. i hovedstadsområdet
- *Indvindingsboringer:* Vandprøverne repræsenterer typisk blandingsvand fra vandværkernes indvindingsboringer med lange filtre/indtag (flere meter). Typisk udtaget i forbindelse med vandværkernes kontrol af råvandskvaliteten
- *"Andre" borer:* Vandprøver fra små private vandforsyningsanlæg, nedlagte vandforsyningsboringer, vandværkernes egne monitoringsboringer samt borer fra miljøundersøgelser.

Stofgruppe Enkelstof/nedbrydningsprodukt	Trivialnavn	Forkortelse
Halogenerede alifatiske kulbrinter:		
Tetrachlorethylen	perchlorethylen	PCE
Trichlorethylen	-	TCE
1,1-Dichlorethylen	vinylidendichlorid	1,1-DCE
cis-1,2-Dichlorethylen	-	c-1,2-DCE
trans-1,2-Dichlorethylen	-	t-1,2-DCE
Chlorethylen	vinylchlorid	VC
1,1,1-Trichlorethan	-	1,1,1-TCA
1,1,2-Trichlorethan	-	1,1,2-TCA
1,1-Dichlorethan	ethylidendichlorid	1,1-DCA
1,2-Dichlorethan	ethylenchlorid	1,2-DCA
Chlorethan	ethylchlorid	-
Tetrachlormethan	tetrakulstof	TeCM
Trichlormethan	chloroform	TCM
Dichlormethan	methylenchlorid	DCM
Chlormethan	methylchlorid	CM
1,2-Dibrommethan	-	-
Dichlormonobrommethan	-	-
Dibrommonochlormethan	-	-
Tribrommethan	bromoform	
Aromatiske kulbrinter:		
Benzen	-	-
Toluen	-	-
o-Xylen	-	-
m-Xylen	-	-
p-Xylen	-	-
Ethylbenzen	-	-
Naphthalen	-	-
MTBE:		
Methyl-tert-butylether	-	MTBE
Tert-butylalkohol	-	TBA
Tert-butylformiat	-	TBF

Tabel 1: De tre hovedstofgrupper og enkeltstoffer, som er undersøgt i projektet

RESULTATER OG DISKUSSION

Hvor hyppigt forekommer de miljøfremmede stoffer i grundvandet?

Tabel 2 viser et samlet overblik over forekomsten af miljøfremmede stoffer på baggrund af alle data i projektdatabasen. En boring er registreret som "med fund", hvis mindst et enkeltstof fra en af de tre stofgrupper er fundet i vand fra boringen mindst en gang. Boringen er registreret som "med fund over grænseværdien", hvis mindst et stof er fundet i koncentrationer over gældende kvalitetskriterier mindst en gang.

Stofgruppe	Alle boringer (1984 – 2009)		
	Antal boringer	Fund (%)	Fund over GV (%)
Halogenerede alifatiske kulbrinter	7466	30,0	12,7
Aromatiske kulbrinter	7310	26,7	4,3
MTBE (+ nedbr. produkter).	3488	11,7	0,8

Tabel 2: Fund-hyppighed af miljøfremmede organiske stoffer i alle boringstyper (GRUMO, indvindingsboringer, miljøboringer m.v.). GV = grænseværdi, dvs. det gældende kvalitetskriterium for grundvand jf. /1/.

Halogenerede alifatiske kulbrinter:

Det fremgår af tabel 2, at der i løbet af perioden 1984 – 2009 er fundet indhold af halogenerede alifatiske kulbrinter i 30 % af alle de boringer, som er analyseret for indhold af disse stoffer i perioden. I en del af disse boringer er der tale om meget lave koncentrationer (under gældende grænseværdier), hvoraf en del erfaringsmæssigt ikke genfindes ved efterfølgende analyser /2/. I 12,7 % af boringerne er der dog fundet så betydelige indhold af halogenerede alifatiske kulbrinter, at kvalitetskriterierne for grundvand er overskredet.

Boringerne med fund af klorerede oplysningsmidler er typisk beliggende i byområder eller i umiddelbar nærhed af byområder. Størstedelen af boringerne med fund findes i hovedstadsområdet, hvor der også er den største tæthed af registrerede forurenede grunde, som potentielt er punktkilder til forurening af grundvandet med halogenerede alifatiske kulbrinter, og hvor der er flest analyserede boringer.

En stor del af boringerne med fund af halogenerede alifater er miljøboringer, lukkede indvindingsboringer m.v. (dvs. fra gruppen ”andre boringer”).

Betragtes GRUMO boringerne separat, er de halogenerede alifater således kun fundet i 7 % af disse boringer i perioden 1990 – 2009. For GRUMO boringernes vedkommende er stofferne fundet i koncentrationer over grænseværdien i 1,3 % af boringerne.

I forbindelse med vandværkernes boringskontrol blev der i perioden 2004 – 2008 fundet halogenerede alifatiske kulbrinter i mindre end 10 % af de analyserede boringer. I mindre end 1 % af tilfældene var der tale om koncentrationer over grænseværdien. Disse indvindingsboringer er så godt som alle beliggende i byområder, /2/.

Aromatiske kulbrinter:

Der er fundet indhold af aromatiske kulbrinter i 26,7 % af de analyserede boringer i perioden 1984 – 2009 (se tabel 2). I 4,3 % af boringerne er aromaterne fundet i koncentrationer over kvalitetskriterierne for grundvand. Fundhyppigheden er således på niveau med de halogenerede alifatiske kulbrinter, men hyppigheden af fund over grænseværdien er betydeligt lave-

re (4.3 mod 12.7 %). At de aromatiske kulbrinter findes mindre hyppigt i høje koncentrationer (dvs. over kvalitetskriterierne) hænger formodentlig sammen med, at de aromatiske kulbrinter lettere nedbrydes af mikroorganismer i jord og grundvand end de halogenerede alifatiske kulbrinter. Desuden er kvalitetskriterierne for flere af de aromatiske kulbrinter højere end for de halogenerede alifater.

Boringerne med fund af aromatiske kulbrinter er ofte beliggende i byområder, men forekommer også i det åbne land. Størstedelen af boringerne med fund findes i hovedstadsområdet. Hovedstadsområdet har også det største antal registrerede punktkilder til forurening af grundvandet med aromatiske kulbrinter. Denne type punktkilder (som jo bl.a. omfatter benzinstationer, olietanke m.v.) er dog mere jævnt fordelt over landet end punktkilderne for halogenerede alifatiske kulbrinter, som typisk er mere forbundet med byzoner.

For GRUMO boringerne alene er der fundet indhold af aromatiske kulbrinter i 39 % af boringerne i perioden 1990 – 2009. Det er imidlertid kun i 0,5 % af boringerne, at der er tale om koncentrationer, som overskrider kvalitetskriterierne for grundvand. Disse data tyder på, at der også uden for områder med de kendte punktkilder sker en påvirkning af grundvandet med aromatiske kulbrinter. Denne mere diffuse påvirkning giver imidlertid sjældent anledning til overskridelser af kvalitetskriterierne i grundvandet.

I forbindelse med vandværkernes boringskontrol blev der i perioden 2004 – 2008 fundet benzen i ca. 2,2 % af de analyserede boringer (heraf 0,2 % over grænseværdien for drikkevand). Toluen, ethylbenzen og xylenene blev fundet i 1,5 – 6 % af indvindingsboringerne, men ikke i koncentrationer over grænseværdien for drikkevand, /2/

MTBE:

Der er fundet indhold af MTBE og nedbrydningsprodukter i 11,7 % af de analyserede boringer, men kun i 0,8 % af boringerne er MTBE konstateret i koncentrationer over grænseværdierne (se tabel 2). MTBE og nedbrydningsprodukter er således den af de tre undersøgte stofgrupper, som findes mindst hyppigt i grundvandet. Det skal dog bemærkes, at der kun er analyseret ca. halvt så mange boringer for MTBE som for halogenerede alifater og aromatiske kulbrinter. Dette har dog næppe haft indflydelse på fundhyppigheden.

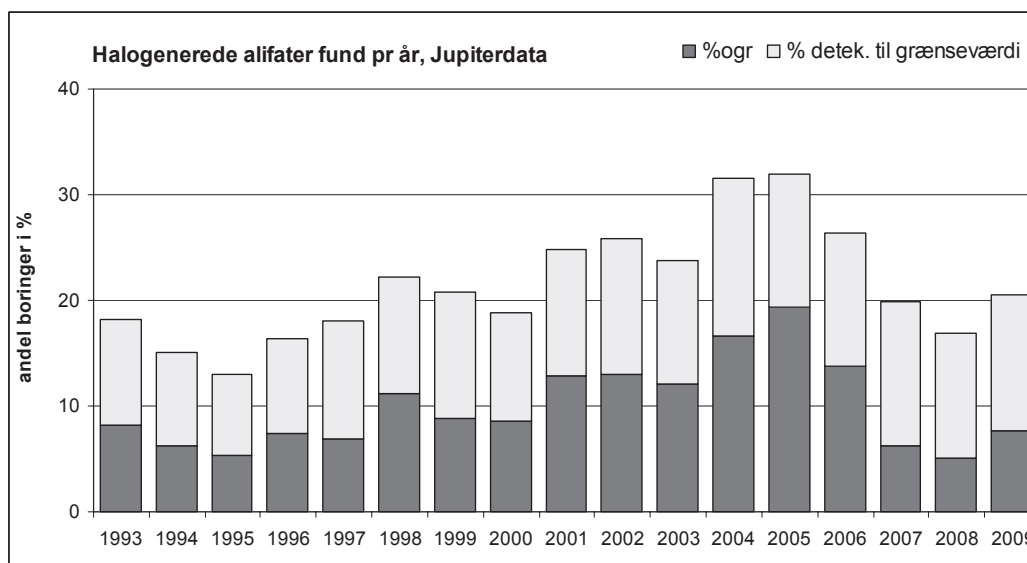
Størstedelen af boringerne med MTBE findes i hovedstadsområdet.

I forbindelse med vandværkernes boringskontrol blev der i perioden 2004 – 2008 fundet MTBE i 11 % af de analyserede boringer. Men kun i 0,4 % af boringerne er stoffet fundet i koncentrationer over grænseværdien for drikkevand på 5 µg/l (det drejer sig om i alt tre boringer beliggende ihhv. Hjørring og Svendborg).

Hvordan har grundvandets indhold af miljøfremmede stoffer ændret sig gennem tiden?

Halogenerede alifatiske kulbrinter:

Figur 1 viser udviklingen i fundhyppigheden for halogenerede alifatiske kulbrinter i perioden 1993 – 2009. Søjlerne højde viser den samlede fundhyppighed i de forskellige år, mens den nederste mørkest farvede del af søjlerne angiver, i hvor stor en andel af boringerne, der er truffet halogenerede alifater i koncentrationer over grænseværdien (kvalitetskriteriet for grundvand jf. /1/).



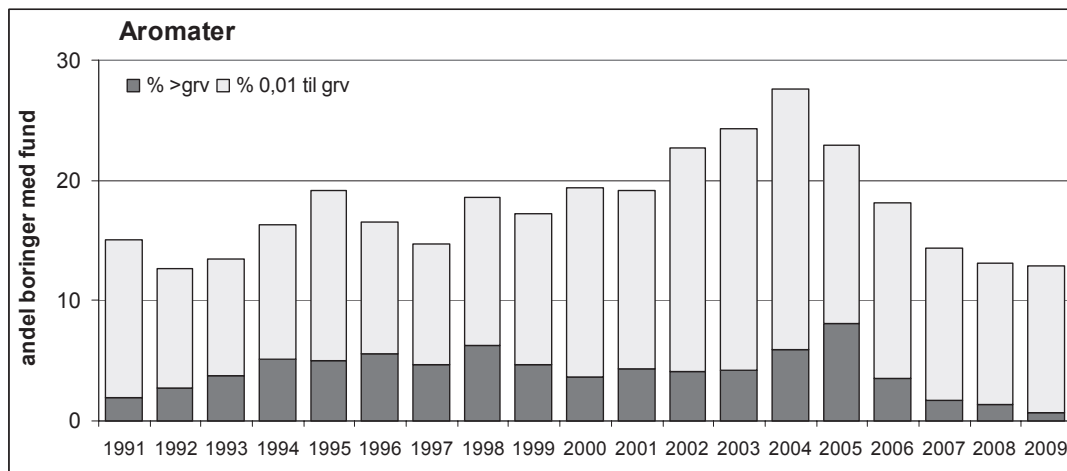
Figur 1: Halogenerede alifatiske kulbrinter: Udvikling i andel (%) borer med fund for perioden 1993 til 2009 (data for alle tre boreringskategorier: GRUMO, indvindingsboringer og "andre borer"). Den mørke del af søjlerne angiver andelen af borer med fund over kvalitetskriterierne for grundvand.

Som det fremgår af figuren, har der været en generel stigende tendens frem til 2004/2005 i både hyppigheden af fund og i hyppigheden af fund over grænseværdien. Efter 2005 ses der et fald i både hyppigheden af fund og fund over grænseværdien. Imidlertid er dette fald sammenfaldende med, at der i forbindelse med kommunalreformen har været et generelt fald i indberetningen af kemiske analysedata fra borer til GEUS (se f.eks. /3/). Bl.a. har der kun i begrænset omfang været indberettet data fra miljøboringer og nedlagte indvindingsboringer. Da disse borer generelt har en høj fundhyppighed, er faldet i fundhyppighederne efter 2005 formodentlig reelt mindre end det ser ud til i figur 1. Der er en tilsvarende tendens til faldende *gennemsnitskoncentrationer* af halogenerede alifater i borerne fra starten af 2000, hvilket kunne tyde på et mere reelt fald i påvirkningen af grundvandet (data ikke vist). Dette er også tilfældet, når miljøboringerne - som ellers giver det største bidrag til fund og som giver anledning til mest usikkerhed pga. den faldende indberetning fra og med 2007 - udelades af analysen. (data ikke vist).

Aromatiske kulbrinter:

Figur 2 viser udviklingen i fundhyppigheden for aromatiske kulbrinter i perioden 1991 – 2009.

Som det fremgår af figuren, har der frem til 2004 været en generel stigende tendens i hyppigheden af borer med fund af aromatiske kulbrinter. Efter 2005 ses der et fald i både hyppigheden af fund og fund over grænseværdien – altså samme tendens som gør sig gældende for de halogenerede alifatiske kulbrinter (sammenlign med figur 1). Som det er tilfældet for de halogenerede alifater, er der indberettet færre borer, som er analyseret for indhold af aromatiske kulbrinter, fra og med 2007. Hyppigheden af borer med fund af aromatiske kulbrinter er derfor nok reelt større end det fremgår af figur 2. Som for de halogenerede alifatiske kulbrinter, kan der spores en faldende gennemsnitskoncentration af aromatiske kulbrinter i borerne (miljøboringer udeladt) fra slutningen af 1990'erne (data ikke vist).



Figur 2: Aromatiske kulbrinter: Udvikling i andel (%) boringer med fund for perioden 1993 til 2009 (data for alle tre borningskategorier: GRUMO, indvindingsboringer og "andre boringer"). Den mørke del af søjlerne angiver andelen af boringer med fund over kvalitetskriterierne for grundvand.

MTBE:

Som for de to øvrige stofgrupper er der for MTBE's vedkommende gennem årene været en faldende tendens i både hyppigheden af fund og den gennemsnitlige koncentrationen af MTBE i boringer med fund.

KONKLUSION

På baggrund af den foretagne gennemgang og analyse af grundvandskvalitetsdata fra JUPITER for perioden 1984 - 2009 kan der konkluderes flg. vedr. grundvandets påvirkning med miljøfremmede stoffer fra punktkilder:

- *De halogenerede alifatiske kulbrinter* (hovedsageligt klorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter heraf) er den punktkilderelaterede stofgruppe, som træffes oftest i grundvandet. Der er således på landsplan fundet halogenerede alifater i 30 % af alle boringer, som er analyseret for indhold af denne stofgruppe. I 12,7 % af boringerne var der overskridelser af kvalitetskriterierne for grundvand for et eller flere af de enkeltstoffer, som indgår i gruppen.
- Boringer forurenet med halogenerede alifater forekommer først i fremmest i byområder og i størst antal i hovedstadsområdet.
- *De aromatiske kulbrinter* træffes næsten lige så hyppigt i grundvandet som de halogenerede alifater, men forekommer kun i koncentrationer over kvalitetskriterierne i 4,3 % af de undersøgte boringer.
- *MTBE* findes i 11,7 % af boringerne, men kun i koncentrationer over kvalitetskriteriet i 0,8 % af boringerne.
- For alle tre stofgrupper er der en stigende tendens i fund-hyppigheden fra begyndelsen af 1990'erne og ca. 10 år frem til 2004/2005. Herefter kan der observeres et fald i

fundhyppighederne. En del af dette tilsyneladende fald skyldes imidlertid et fald i antallet af indberettede boringer fra og med 2007 pga. de af kommunalreformen afledte organisatoriske ændringer i miljøadministrationen.

- Betragtes de gennemsnitlige koncentrationer af hver af de tre stofgrupper i boringer med fund ses en tendens til fald gennem det sidste årti. Lokalt træffes der dog fortsat høje koncentrationer af stofferne i grundvandet i områder, hvor der er mange punktkilder.

LITTERATURHENVISNINGER

- /1/ Liste over kvalitetskriterier i relation til forurennet jord og kvalitetskriterier for drikkevand. Opdateret juni og juli 2010. www.mst.dk
- /2/ Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2008. GEUS, 2009.
- /3/ Datastrømme, dataansvarsaftalen, kvalitetssikring og samarbejde. Artikler fra ATV-møde d. 30 november 2010. ATV Jord og Grundvand 2010.

HÅNDBOG I RISIKOBASERET PRIORITERING PÅ OPLANDSSKALA

Civilingeniør Niels Døssing Overheu
Civilingeniør, ph.d. Nina Tuxen
Orbicon A/S

Fagleder, civilingeniør, ph.d. John Flyvbjerg
Fagleder, cand.mag. Carsten Bagge Jensen
Cand.scient. Henrik Østergaard
Region Hovedstaden

Civilingeniør Jens Aabling
Miljøstyrelsen, Jord og Affald

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

Regionernes ressourcer til undersøgelser og oprydning er begrænsede i forhold til opgavens størrelse, og det er således nødvendigt at prioritere indsatserne for at sikre, at ressourcerne afsættes til de grunde, der udgør den største risiko. Afledt heraf er der udtrykt behov for en konkret håndbog for, hvordan man gennemfører en risikobaseret prioritering af mulige tiltag overfor de mulige punktkilder indenfor et opland, f.eks. til et truet vandværk.

Et igangværende projekt har til formål at udarbejde en sådan håndbog, som præsenterer en samlet systematisk og modulopbygget tilgang, som løbende kan opdateres med ny viden. Arbejdsgangen illustreres i håndbogen via case-oplande med forskellige metodemæssige udfordringer.

BAGGRUND

Siden 1970'erne har de danske myndigheder brugt store ressourcer på kortlægning af forurenede grunde i hele landet. Efterhånden står det klart, at vi står overfor et meget stort antal mulige punktkilder, der udgør en potentiel trussel overfor vore grundvandsressourcer /1/. Og der er ikke kun tale om et dansk problem; Det Europæiske Miljøagentur vurderer, at der kan være op til 3 millioner forurenede grunde over hele EU, hvoraf der er behov for oprydning på ca. 250.000 grunde /2/.

De mange trusler mod grundvandet gør det nødvendigt dels at tilvejebringe tilstrækkelig viden til at kunne udføre troværdige risikovurderinger og dels at foretage oprydninger hvor det er nødvendigt. Undersøgelser og oprydninger er imidlertid dyre, og i forhold til problemets omfang er de disponible ressourcer begrænsede. Prioritering er derfor essentiel for at sikre, at ressourcerne afsættes til de grunde, der udgør den største risiko. Det store spørgsmål er derfor: Hvilke handlinger skal udføres på hvilke grunde, og i hvilken rækkefølge?

For at besvare disse spørgsmål er det dels nødvendigt at udføre risikovurderinger på de enkelte lokaliteter, dels nødvendigt at prioritere mellem lokaliteterne. Prioriteringen foretages typisk på regionalt niveau og/eller oplandsniveau. Det er ofte nødvendigt at gennemføre risikovurderinger og prioriteringer på baggrund af data, som er meget forskelligartede, fra meget detaljerede til meget ringe.

Desuden kræver implementering af vandplanerne under Vandrammedirektivet koordinerede indsatser mellem forskellige myndigheder for at sikre den bedst mulige grundvandsbeskyttelse. Den øgede interaktion mellem myndigheder og interessenter flytter fokus for risikovurdering fra primært lokal skala til oplands- og regional skala. For at bevare overblikket er der behov for en fælles forståelsesplatform for de mange aktører.

Analyser på oplandsniveau er specielt relevante i områder hvor der er høj tæthed af potentielle forureningskilder og stor indvinding af grundvand. Over hele Danmark er områderne med de fleste punktkilder også de områder hvor der sker den største grundvandsindvinding /3/, og der er kun begrænsede muligheder for at flytte indvindingsboringerne til mere sikre områder. Dette illustrerer, at behovet for en oplandsbaseret tilgang til risikobaseret prioritering gør sig gældende over hele landet.

Afprøvning og udredning af metoder og behov

Danske miljømyndigheder (regioner og miljøcentre) har gennem de senere år afprøvet forskellige risikobaserede prioriteringsværktøjer på oplandsskala. Den grundlæggende tankegang bag metodikken er opsummeret i Boks 1.

Der er høstet værdifulde erfaringer igennem disse forskellige pilotprojekter. Desuden er der via et Teknologiudviklingsprojekt under Miljøstyrelsen i løbet af 2010 /3/ foretaget en opsamling og bredere udredning af, hvad dels behovene er for risikovurderingsværktøjer på lokal og større skala, og dels hvilket potentiale der er for anvendelse af disse. Dette er gjort for at sikre, at den fremtidige udvikling sigter mod anvendelige og implementerbare metoder. Udredningen af behov og muligheder har mundet ud i en vision for, hvorledes risikovurdering og prioritering kan udføres systematisk. Kort fortalt lægger visionen op til, at konkrete risikovurderinger udføres på enkeltkildeniveau og at prioritering af rækkefølgen af tiltag udføres ved hjælp af risikobetragtninger på oplandsniveau med løbende feedback mellem de to niveauer.

På baggrund af de hidtidige udviklingsprojekter vedr. risikobaseret prioritering, er der identificeret behov for et sæt konkrete retningslinjer for, hvordan man gennemfører en prioritering på oplandsniveau. Miljøstyrelsen støtter derfor i 2011 gennem Teknologiudviklingsprogrammet et projekt, som har til formål at udarbejde en praktisk orienteret håndbog i risikobaseret prioritering på oplandsniveau. Projektet, som udføres af Orbicon med Region Hovedstaden som projektansvarlig, er startet primo 2011.

Formålet med denne artikel er at give et overblik over de forskellige elementer, som skal indgå i håndbogen, samt de overvejelser og ideer, der ligger bag.

BOKS 1

INTRODUCTION TIL RISIKOBASERET PRIORITERING PÅ OPLANDSNIVEAU

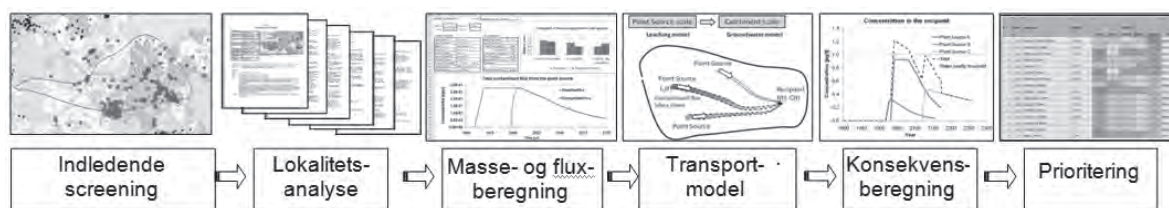
Formålet med analyser på oplandsniveau er primært at skabe overblik over de (ofte mange) potentielle punktkilder indenfor et opland samt at virke som beslutningsstøtteværktøj for prioriteringen af de videre tiltag indenfor oplandet. Ydermere kan et forbedret overblik medvirke til at identificere om der kan være oversete punktkilder indenfor oplandet, såfremt de identificerede kilder ikke kan forklare eventuelle forureningspåvirkninger i indvindings- eller monitoringsboringer. Formålet er således *ikke* at udføre konkrete risikovurderinger for hver enkelt punktkilde; til dette formål er risikovurderinger på lokal skala bedre egnet.

Den prioriteringsmetode, som er mest afprøvet i Danmark, er udviklet af DTU Miljø /5/ og afprøvet med forskellige knopskydninger i en række oplande /6,7,8,9/.

Grundlæggende går metoden ud på at vurdere de individuelle forureningsfluxe fra forskellige punktkilder i et opland og beregne deres effekt på en konkret vandindvinding eller grundvandsressourcen som helhed. De forskellige elementer, som indgår i metoden, er illustreret i figur 1. Hvis oplandet indeholder et meget stort antal punktkilder, kan det være nødvendigt at bringe antallet af lokaliteter til nærmere analyse ned til et mere håndterbart antal via et indledende screeningstrin, f.eks. via principperne i regionernes GIS-baserede prioriteringssystem, GISP /4/. Hvis analysen har til formål at vurdere truslen overfor en konkret indvinding, er det endvidere nødvendigt at foretage en beregning eller vurdering af transporten i grundvandsmagasinet fra punktkilderne til indvindingen.

Analyse af store datasæt introducerer en række usikkerheder, og en kvantificering af disse og deres indflydelse på resultaterne er vigtig for at bevare gennemsigtheden.

Konsekvensberegningen for indvinding eller ressource kan anvendes i sig selv som prioriteringsværktøj, men kan også udvides med et system til prioritering af punktkilderne ud fra en række tilpassede faktorer, herunder masseflux, usikkerhed, tidsramme, økonomi etc.



Figur 1. Grundlæggende elementer i risikobaseret prioritering af punktkilder på oplandsskala. Fra /10,11/.

FORMÅL MED HÅNDBOGEN

Prioriteringshåndbogen skal kunne guide brugeren igennem alle de trin, der måtte optræde i en oplandsbaseret risikovurdering og prioritering, dels for at hjælpe brugeren på vej, men også for at systematisere anvendelsen i det omfang, det lader sig gøre.

Formålet med udarbejdelsen af en prioriteringshåndbog er således at anviser en konkret arbejdsmetode, der guider brugeren (myndighed eller rådgiver) gennem de trin, der typisk optræder i en oplandsbaseret risikovurdering og prioritering, herunder:

- Definition og afgrænsning af opland eller indsatsområde
- Fastlæggelse af prioriteringsstrategi og prioriteringskriterier
- Screening af lokalitetsantal
- Fastlæggelse af nødvendige hydrogeologiske rammer og parametre
- Systematisk gennemgang af kritiske lokaliteter
- Håndtering af usikkerheder (dels på lokalitetsniveau og oplandsniveau)
- Visualisering og formidling af resultater

De fleste regioner står med et uensartet datagrundlag – både for det lokale niveau, inden for de enkelte oplande samt på det regionale niveau. Der skal således være vejledninger til, hvad man gør ved datamangel i alle analysens trin.

Håndbogen skal hjælpe brugeren til at skræddersy en risikovurderings- og prioriteringsmodel, der passer til den aktuelle problematik og datamængde. Håndbogen skal derfor give valgmuligheder og til- og fravalg, samtidigt med at den systematiske tilgang bibeholdes.

Den nuværende prioritering i regionerne er organiseret i forhold til de forskellige niveauer i regionernes "fødekæde" (V1, V2, videregående, afværge og drift). For at understøtte ressourcestyringen mellem de forskellige niveauer skal håndbogen kunne håndtere dels en prioritering af alle mulige punktkilder indenfor et opland, dels en isoleret prioritering af punktkilderne på et givet fødekæde-niveau.

Endelig skal håndbogen kunne anvendes både med det aktuelle data- og vidensgrundlag, der foreligger på et givent tidspunkt samt løbende kunne tilpasses den forventede data- og videnstilvækst på en hensigtsmæssig måde. Således skal det med så begrænset redigering som muligt kunne lade sig gøre at inddrage ny viden og data fra relevante udviklingsprojekter.

FORVENTEDE RESULTATER

Selve håndbogen skal være overskueligt struktureret, let læselig og underbygget af teknisk dokumentation i bilag.

Analyser på oplandsskala skal kunne udføres på forskellige niveauer afhængigt af vidensniveau og den aktuelle problematik. Håndbogen vil således give anvisning i, hvordan man foretager en trinvis analyse, hvor individuelle trin kan til- og fravælges afhængigt af relevans. Dette gøres ved brug af moduler og letforståelige diagrammer, med retningslinjer for valg af trin i risikovurderingen, samt hvilke overvejelser der skal gøres i de forskellige trin.

Håndbogen vil endvidere beskrive hvilke data, der er nødvendige at fremskaffe i forbindelse med (nye) undersøgelser, således at disse kan målrettes mod fremskaffelse af de vigtigste parametre. På nuværende tidspunkt er det for tidligt at udarbejde egentlige skabeloner for digital indsamling af undersøgelsesdata, men håndbogen indeholder tjeklister, som har til formål at strømline dataindsamlingen til eventuel videre risikoanalyse.

Håndbogen vil endelig indeholde retningslinjer for, hvordan kvalitative usikkerheder (oplandsgrænser, forureningsmasser, geologi mv.) håndteres igennem hele processen.

Løbende udvikling og opdatering

En af de centrale udfordringer, som håndbogen vil behandle, er de elementer af oplandsanalysen, hvor tilgængeligheden af data pt. er for ringe, eller hvor specifikke fagområder ikke er tilstrækkeligt udviklede til at give veldokumenterede retningslinjer. Dette vedrører blandt andet statistisk opsamling på eksisterende undersøgelsesdata, afprøvning af forskellige udvaskningsmodeller og usikkerhedsmetoder samt inddragelse af miljøøkonomiske betragtninger.

På disse områder må indtil videre gives anbefalinger baseret på mere sparsomme datagrundlag og hidtidige erfaringer, indtil videre arbejde kan opkvalificere dokumentationen og anvendeligheden af håndbogen. Håndbogen sætter dermed en ramme for den metodiske og dokumentationsmæssige udvikling, som løbende kan udvides og styrkes.

For at gøre fremtidige opdateringer med ny viden og data så strømlinet som muligt ligger det tekniske grundlag i en række bilag, som kan skiftes ud i takt med, at vidensniveauet stiger. Håndbogsteksten henviser således til disse bilag og tilrettes efter behov, når bilagene udskiftes eller redigeres.

Illustration via cases

Arbejdsprocessen vil i håndbogen blive illustreret med to case-oplande, som repræsenterer forskellige udfordringer mht. datagrundlag, geologi og forureningsproblematik.

KONKLUSION OG PERSPEKTIVERING

Regionernes ressourcer til undersøgelser og oprydning er begrænsede i forhold til opgavens størrelse, og i planlægningen opstår ofte spørgsmålet: Hvilke handlinger skal udføres på hvilke grunde, og i hvilken rækkefølge? Et igangværende projekt har til formål at udarbejde en vejledning, der hjælper regionsmedarbejdere og rådgivere til at udføre en systematisk og gennemskuelig risikobaseret prioritering af mulige punktkilder inden for et opland. Arbejdet spænder hermed over et bredt fagligt felt, og flere enkeltelementer heraf er på nuværende tidspunkt ikke tilstrækkeligt udviklede. Afledt heraf er der udtrykt behov for en samlende systematisk tilgang, som løbende kan opdateres med ny viden. Vejledningen tager form af en modulopbygget håndbog, hvor arbejdsgangen illustreres via case-oplande med forskellige metodemæssige udfordringer.

Når en række specifikke fagområder er videreudviklet og den oplandsbaserede tilgang har fundet sin plads i regionernes administrative struktur er det ambitionen, at håndbogen kan danne grundlag for et IT-værktøj, der håndterer de beregningsmæssige dele af oplandsanalysen og lader brugeren opstille en risikobaseret prioriteringsmodel skræddersyet til det aktuelle opland og problemstillingerne heri.

REFERENCER

- /1/ Redegørelse om jordforurening 2008, Depotrådet, 2010, Miljøstyrelsen.
- /2/ Progress in management of contaminated sites, European Environment Agency, 2007.
- /3/ Værktøjer til brug for risikovurdering og prioritering af grundvandstruende forureninger, Orbicon, Region Hovedstaden, Miljøcenter Roskilde og DTU Miljø, 2010 (endnu ikke udgivet), Miljøstyrelsen.
- /4/ GISP – Prioriteringssystem for kortlagte ejendomme. Dokumentationsrapport, Rambøll, 2007, Regionerne i Danmark.
- /5/ Trolborg, M., Lemming, G., Binning, P.J., Tuxen, N., Bjerg, P.L., 2008. Risk assessment and prioritisation of contaminated sites on the catchment scale. *Journal of Contaminant Hydrology* 101(1-4), 14-28.
- /6/ Tuxen, N., Trolborg, M., Binning, P.J., Kjeldsen, P. & Bjerg, P.L., 2006. Risikovurdering af punktkilder. Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet & Københavns Amt. Kgs. Lyngby. Tilgængelig på <http://sara.er.dtu.dk/>.
- /7/ Risikobaseret prioritering af punktkilder i Birkerød, Orbicon, 2009, Region Hovedstaden.
- /8/ Risikobaseret prioritering af punktkilder i Haslev by, Orbicon, 2010, Region Sjælland.
- /9/ Kortlægning på baggrund af eksisterende data (Fase 1). Område 2bc: Mølleåen og Bagsværd, Miljøcenter Roskilde, 2008, Miljøministeriet.
- /10/ Risk assessment models and uncertainty estimation of groundwater contamination from point sources. PhD Thesis, Mads Trolborg, 2010, DTU Miljø.
- /11/ Risk-based Prioritisation of Point Sources through Assessment of the Impact on a Water Supply. *In* Red Book of Groundwater Quality 2010. Zurich, Switzerland, Overheu, N., Trolborg, M., Tuxen, N., Flyvbjerg, J., Østergaard, H., Jensen, C.B., Binning, P.J., Bjerg, P.L., 2010, IAHS Press.

PRIORITERING AF INDSAT MOD GRUNDVANDSTRUENDE
FORURENINGER I INDSATSOMRÅDER
- HAR VI DE DATA, VI SKAL BRUGE,
NÅR MILJØCENTRET HAR LAVET
GRUNDVANDSKORTLÆGNING?

Civilingeniør Hans Skou
Civilingeniør Jørn K. Pedersen
Geolog Jørgen F. Christensen
Region Syddanmark

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

I forbindelse med to forureningssager i Svendborg har vi erfaret, at den hydrogeologiske kortlægning, der er udført i forbindelse med indsatsplanlægningen, ikke er tilstrækkelig detaljeret til at danne den overordnede ramme for vurdering af grundvandstruslen i de to sager. Ved en risikovurdering, der tager udgangspunkt i magasinopbygningen fra grundvandskortlægningen, er vi kommet frem til, at ingen af de to forureninger udgør en risiko.

Det har imidlertid vist sig, at der findes hydrogeologiske undersøgelser, som viser, at de hydrogeologiske forhold er mere komplekse. I det konkrete tilfælde betyder det, at risikovurderingen ændres til, at de to forureninger udgør en risiko.

BAGGRUND

I forbindelse med opstilling af en geologisk model for to forureningssager i Svendborg har vi erfaret, at den hydrogeologiske kortlægning, som Statens Miljøcenter/Fyns Amt har udført, ikke er tilstrækkelig detaljeret til at danne den overordnede ramme for vurdering af grundvandstruslen i de to sager.

Det fremgår af Miljøcentrets arbejde, at forholdene kan være mere komplekse end vist i den geologiske og hydrogeologiske model, som Miljøcentret har udarbejdet. Miljøcentret henviser til en hydrogeologisk undersøgelse, der er udført i forbindelse med sygehusbyggeri i 2003. Denne undersøgelse viser, at det primære magasin ikke er sammenhængende sådan som antaget i Miljøcentrets model, men opsplittet i sektioner som ikke eller kun i begrænset omfang er hydraulisk sammenhængende. Endvidere viser sygehusundersøgelsen, at strømningsretningen i magasinet afhænger af, om der foretages oppumpning fra det primære magasin ved sygehuset. Når der pumpes, er strømningsretningen sydlig, mens den er nordlig, når der ikke pumpes.

Miljøcentret har ikke søgt at udrede disse komplekse forhold, fordi Miljøcentret vurderer, at det ikke er nødvendigt for deres arbejde.

Ved prioritering af forureningssager har det derimod afgørende betydning. For de to ovennævnte forureningssager tog vi ved risikovurderingen for grundvandet i første omgang udgangspunkt i miljøcentrets hydrogeologiske kortlægning. Med dette udgangspunkt kom vi frem til, at de ikke udgør en risiko for grundvandet inden for OSD og eksisterende vandindvinding. Hvis der derimod tages udgangspunkt i de mere komplekse hydrogeologiske forhold, som sygehusundersøgelsen har afdækket, skifter vurderingen fra ingen risiko til, at de kan udgøre en risiko.

Region Syddanmark har derfor af hensyn til prioritering af de mange grundvandstruende forureninger, der findes i Svendborg-området, igangsat et projekt til udredning af de hydrogeologiske forhold. Det skal i denne sammenhæng nævnes, at en stor del af vandindvindingen til Svendborg foregår i byområdet, og at denne er planlagt opretholdt.

PROBLEMSTILLINGEN

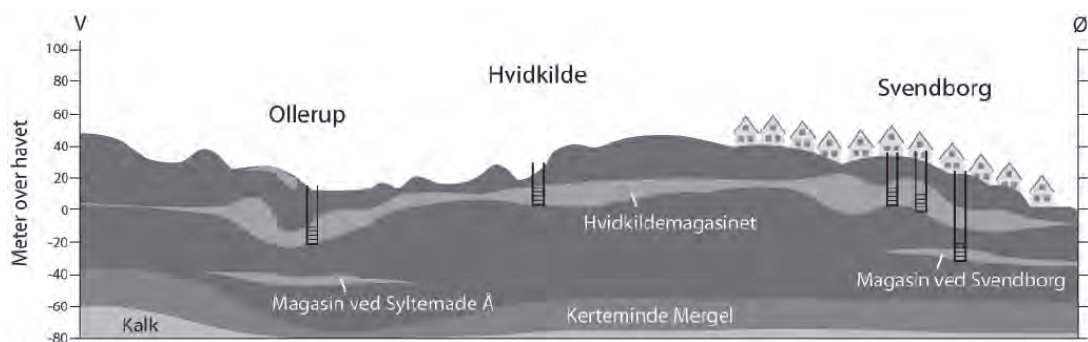
Miljøcentrets geologiske model er opstillet i 2005 på baggrund af omfattende undersøgelser til fastlæggelse af magasinforhold, potentialeforhold, hydrauliske parametre, vandløbsafstrømning mm. Modellen er opstillet som en 9 lags model.

Geologien i området udgøres af lerede moræneaflejringer og sandede og grusede smeltvandsaflejringer. Under og nord for Svendborg by findes der et sammenhængende udbredt sandlag, hvorfra der indvindes vand til byens vandforsyning. Sandlaget har en tykkelse på mellem 5 og 20 meter og betegnes "Hvidkildemagasinet" i modellen.

I den sydlige del af byområdet findes der desuden et dybereliggende magasin, som betegnes "Magasin ved Svendborg".

Herudover findes der lokale sandlag i morænen over "Hvidkildemagasinet".

Magasinopbygningen er illustreret i nedenstående figur 1.



Figur 14. Tværsnit gennem jordlagene fra Svendborg til nord for Ollerup.

Figur 1 Tværsnit gennem jordlagene fra Miljøcentrets model

Strømningsretning og vandindvinding



Figur 2 Regionalt potentialekort, OSD og vandindvinding

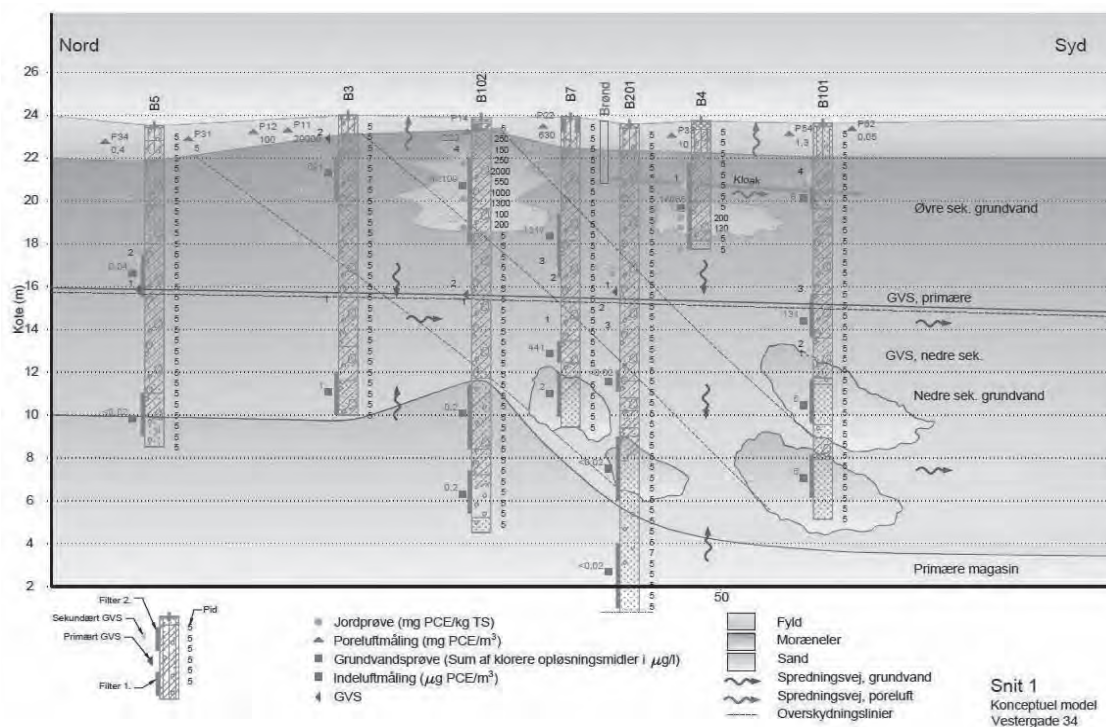
I følge det regionale potentialekort strømmer grundvandet i det primære magasin mod øst og sydøst.

Svendborg Vand indvinder vand i byområdet ved Hovedværket (vestlige ende af kortet) og Grubbemølleværket (nordøstlige hjørne af kortet). Indvindingen foretages bortset fra to boreriger fra "Hvidkildemagasinet". Indvindingen i byområdet har stor betydning for forsyningen, idet den udgør halvdelen af den samlede indvinding.

De to forureningsundersøgelser

I forbindelse med undersøgelse af forurening fra to tidligere renserier er der opstillet lokale geologiske/konceptuelle modeller, begge baseret på den overordnede ramme som miljøcentrets geologiske model giver. Dvs. at magasin 5, "Hvidkildemagasinet" findes som et sammenhængende magasin under hele byområdet.

På Vestergade 34 er det tolket, at der er sket overskydninger i den ene retning i lagene over magasin 5, "Hvidkildemagasinet", idet det var den eneste mulige model, hvor der kunne opnås overensstemmelse med de observerede vandspejlsforhold, samt de hydrauliske -og forureningsmæssige forhold. Tolkningen er illustreret i nedenstående figur 3.



Figur 3 Konceptuel model af forureningsforholdene på Vestergade 34

Det primære magasin i figur 3 er identisk med "Hvidkildemagasinet".

Potentialet i det primære magasin står ca. 2 meter højere end grundvandspotentialet i det nedre sekundære grundvand. Det betyder, at grundvandsforureningen i det sekundære grundvand på Vestergade 34 under de nuværende indvindingsforhold ikke vil spredes vertikalt til det primære magasin på Vestergade 34.

Med baggrund i den geologiske model er det vurderet, at forureningen i det nedre sekundære grundvand på Vestergade 34 kan spredes således:

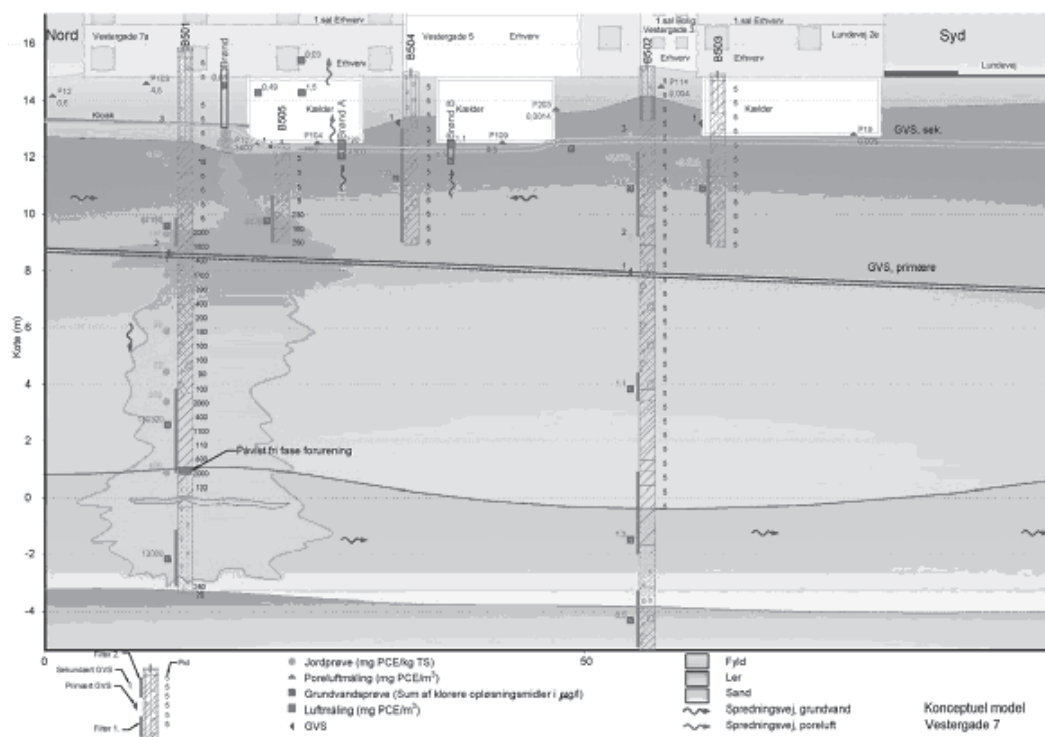
1. Til havet via tynde sandlag i morænen
2. Til skrænt via tynde sandlag i morænen
3. Via tynde sandlag til det primære magasin mellem kildegrunden og havet.

Spredning via 3) forudsætter, at potentialet i det primære magasin nedstrøms kildegrunden falder mindst 2 meter mere end i de tynde sandlag i morænen.

Det er ud fra modelberegninger vurderet, at der ikke er risiko for at skabe nedadrettet gradient inden for den eksisterende indvindingstilladelse, med mindre indvindingen flyttes tættere på den forurenede lokalitet.

På den baggrund er det vurderet, at forureningen ikke udgør en risiko for OSD og eksisterende vandindvinding, selv om grunden fysisk ligger inden for OSD.

På Vestergade 7 er der tilsvarende opstillet en konceptuel model, se figur 4. Her er der alene truffet moræneler samt et sandlag fra 15-19 m's dybde.



Figur 4 Konceptuel model af forureningsforholdene på Vestergade 7

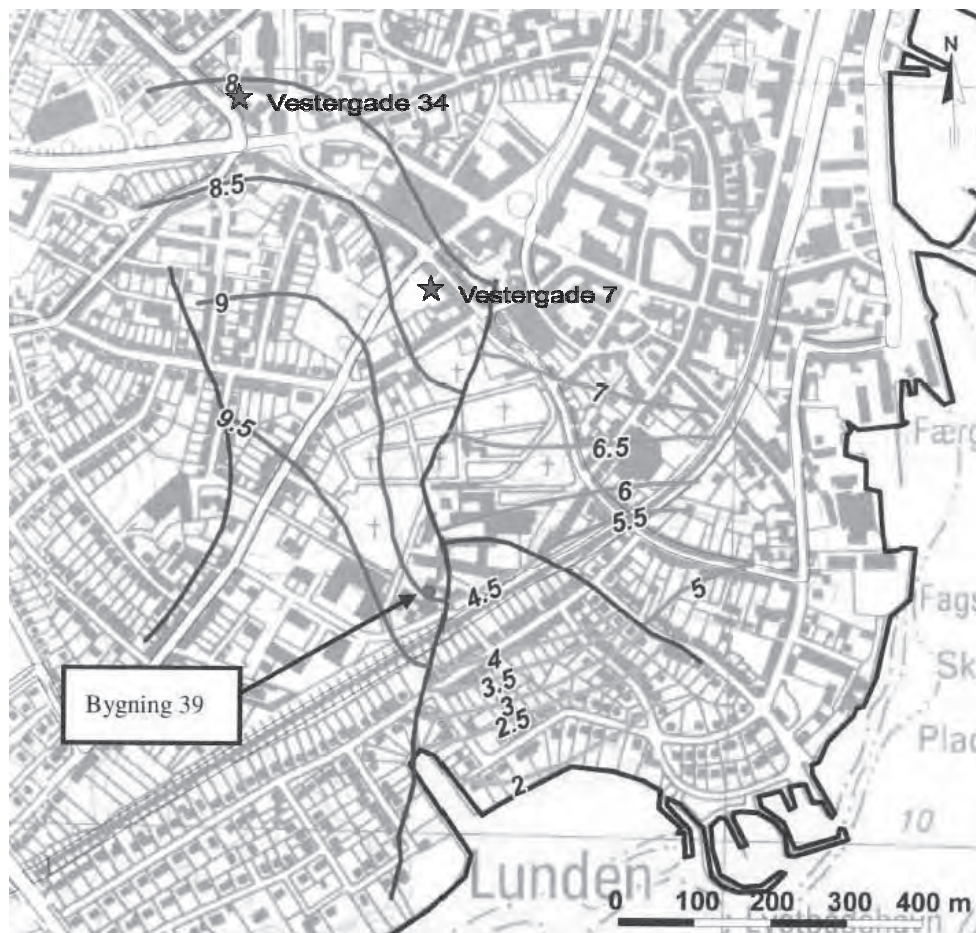
Der er fundet kraftig jordforurening i kildeområdet med forekomst af fri fase. Forureningen med fri fase er trængt ned i det primære magasin til mindst 15 m's dybde.

Sandlaget fra 15-19 m's dybde er formentlig et "øvre primært" grundvandsmagasin, og det kan ifølge Miljøcentrets detaljerede model være et lag over "Hvidkildemagasinet". Magasinet er kraftigt forurenet under kildeområdet med forekomst af fri fase. Strømningsretningen er ifølge Miljøcentrets potentialekort sydøstlig, men den kan være sydvestlig rettet mod Svendborg Sygehus, hvor der sker permanent grundvandsænkning.

Da Vestergade 7 ligger tæt på kanten af OSD, og strømningsretningen er ud af OSD, vurderes forureningen ikke at udgøre en risiko for OSD og eksisterende vandindvinding.

Sygehusundersøgelsen

Rambøll, som var rådgiver på de to forureningssager, gjorde os opmærksom på, at der var udført hydrogeologiske undersøgelser ved Svendborg Sygehus, som pegede på, at magasinforholdene var mere komplekse end i Miljøcentrets geologiske model. Regionen gennemgik derfor udvalgte rapporter fra grundvandskortlægningen for at se, om sygehusundersøgelsen indgik i baggrundsmaterialet for modellen. I sammenfatningsrapporten "Kortlægning af grundvandet i Svendborg indsatsområde" og Miljøcentrets udkast til indsatsplaner var der ikke noget om undersøgelsen. Det fandt vi til gengæld i rapporten "Videnindsamling om jordforurening i Svendborg by."



Figur 5 Potentialebillede uden trykaflastning ved Svendborg Sygehus

I rapporten er hosstående figur 5 og 6 gengivet i bilagene, og af tekstdelen fremgår, at strømningsretningen i magasinet ved sygehuset er afhængig af om trykaflastningen er i drift, således at strømningsretningen er nordlig, når trykaflastningen ikke er i drift og sydlig, når den er i drift. Der er iagttaget døgnvariationer i potentialet ved sygehuset, som i rapporten er relateret til indvindingen ved Grubbemølleværket.

Årsagen til den nordlige strømningsretning uden trykaflastning vurderes at være indvindingen ved Grubbemølleværket. Endvidere fremgår det, at der er underopdelinger i magasinet, som ikke har direkte hydraulisk kontakt. Rapporten tager ikke stilling, til om der findes underinddeling uden for det undersøgte område ved sygehuset. Det er vurderet, at underinddelingerne kan være styrende for hvilke dele af magasinerne, der levere vand til vandværkerne. Magasinet ved sygehuset er tolket til at være "Magasin ved Svendborg".



Figur 6 Potentialebillede med trykaflastning ved Svendborg Sygehus

I sammenfatningen konkluderes, at det vil være temmelig ressourcekrævende – om overhovedet muligt – at kortlægge de detaljerede strømningsveje i hele Svendborg By. Endvidere konkluderes at på grund af den manglende detailviden om de hydrogeologiske forhold og det faktum, at vandværkernes indvinding varierer over tid, at alle de forurenede grunde må antages at være en trussel mod grundvandet.

Det er således klart ud fra sygehusundersøgelsen, at de hydrogeologiske forhold har en væsentlig større kompleksitet end Miljøcentrets model tager højde for. Det havde vi allerede

indikationer på i forureningsundersøgelserne, idet potentialet i Hvidkildemagasinet ved Vestergade 34 står ca. 4 meter højere end Miljøcentrets potentialekort viser.

FORMÅL

Oprensning af alle grundvandstruende lokaliteter vil efter regionens vurdering være meget omkostningskrævende. Som eksempel kan nævnes, at alene oprensning af Vestergade 7 vil koste i størrelsesordenen 15 mio. kr., hvis forureningen skal oprenses til høj oprensningsgrad. Regionen har derfor igangsat et projekt med følgende formål:

At fastlægge de geologiske og hydrogeologiske forhold i Svendborg-området for at skabe et bedre grundlag for risikovurdering og prioritering af de mange grundvandstruende lokaliteter, der findes i Svendborg By.

METODE

Arbejdet med at få fastlagt de detaljerede geologiske og hydrogeologiske forhold vil tage udgangspunkt i miljøcentrets geologiske og hydrogeologiske model, som vil blive opdateret ud fra:

1. De to forureningsundersøgelser og sygehusundersøgelsen
2. De mange data der findes i tidligere forureningsundersøgelser i området
3. Supplerende hydrogeologiske undersøgelser

Regionen har ladet udarbejde et notat, der giver et overblik over miljøcentrets geologiske og hydrogeologiske kortlægning samt oplysningerne fra de to forureningsundersøgelser og sygehusundersøgelsen.

Endvidere er regionen i gang med et datavaskprojekt for at gøre jordforureningsområdets egne data tilgængelige for modelopstillingen.

I forbindelse med miljøcentrets grundvandskortlægning er der udført et stort arbejde med bearbejdning af eksisterende data og frembringelse af supplerende oplysninger om de hydrogeologiske forhold. Indsatsen er imidlertid primært foretaget uden for byområdet. I byområdet er der ganske vist mange borer i de eksisterende databaser, men de er fordelt på nogle få delområder, således at der er store områder med sparsomme oplysninger. I disse områder er der uden tvivl værdifulde oplysninger at hente fra de mange forurenede lokaliteter, der findes i byområdet.

Det må desværre erkendes, at selv om vore kontrakter i mere end 10 år har foreskrevet, at data skulle leveres i amtets/regionens database GeoGIS, er det kun i meget få tilfælde, at der findes brugbare data. Enten fordi data ikke er inddateret, eller fordi de ligger i en version, der ikke umiddelbart kan konverteres til den nuværende GeoGIS.

Det er således planen at lægge de nye data ind i den eksisterende geologiske model og ud fra den opdaterede model planlægge, hvilke supplerende undersøgelser der skal udføres for at opnå et detaljeret billede af de hydrogeologiske forhold. Herefter opdateres den geologiske og hydrogeologiske model til endelige modeller.

RESULTATER

De to forureningsundersøgelser og sygehusundersøgelsen

Vi har som forskud på de hydrogeologiske undersøgelser udført en dybere boring i den forventede faneretning på Vestergade 7. I boringen, som er ført til 50 meters dybde, træffes sandlaget mellem 15 og 19 meter i overensstemmelse med den lokale geologiske model, figur 4. Herunder træffes der moræneler og smeltevandsler til boringens bund, bortset fra en enkelt kalkflage.

Der findes således ikke dybereliggende sandlag under Vestergade 7, som det skulle forventes ud fra Miljøcentrets geologiske model (ifølge Miljøcentrets detaljerede illustrationer findes der ud over "Hvidkildemagasinet" og "Magasinet ved Svendborg" et overliggende magasin). Vi ved ikke hvilket af de tre magasiner, der er truffet. Jordlagsoplysningerne fra boringen viser, at der er en betydelig usikkerhed i fortolkningen af den overordnede magasinopbygning i området.

Ved sygehusundersøgelsen er der udført en række kortere boringer samt seks boringer, der vurderes filtersat i samme magasin som det primære magasin på Vestergade 7. Der er udført omfattende prøvepumpninger. I den centrale del af magasinet, som omfatter sygehuset og Vestergade 7, er der registreret sænkninger på 2-4 meter, mens vandspejlet i de tilgrænsende sektioner ikke påvirkes. Det vurderes således, at der er et solidt datamæssigt grundlag for Rambølls tolkning af, at magasinet er opdelt i sektioner. Som en pudsighed kan nævnes, at den østlige sektion på figur 5 påvirkes af prøvepumpningen med en måneds forsinkelse. Det tyder på en meget kompleks geologisk magasinopbygning.

Ved sygehusundersøgelsen er der konstateret døgnvariationer i vandspejlet, som er relateret til indvindingen ved Grubbemølleværket. Ved undersøgelsen af Vestergade 7 er der ikke registreret sådanne døgnvariationer. De ovennævnte meget komplekse magasinforhold kan muligvis forklare, at der på tidspunkter ses respons på vandindvindingen og i andre perioder ikke.

Klosterværket, som lå øst for sygehuset, blev nedlagt i 1990. Indvindingen var på godt 200.000 m³/år. I perioden 1993 til 1995 blev der trykaflastet ved sygehuset, men den blev indstillet i 1995 på grund af en TCE forurening. Trykaflastningen var ligeledes på godt 200.000 m³/år. Herefter blev der ikke foretaget oppumpning i området ved sygehuset før 2003 i forbindelse med sygehusundersøgelsen. Oppumpningen var på 180.000 m³/år. Der trykaflastes fortsat ved sygehuset, men vi er vidende om, at det overvejes om ydelsen kan reduceres.

Det må betragtes som meget sandsynligt, at forureningen fra Vestergade 7 i omkring 10 år er strømmet mod nord. Indvindingen ved Grubbemølleværket vurderes som potentielt truet, såfremt trykaflastningen ved sygehuset ophører, og er muligvis truet ved en reduktion.

Ved mere komplekse magasinforhold end forudsat ved opstillingen af den konceptuelle model for Vestegade 34 vil der være flere mulige spredningsforløb. Det kan derfor ved den ændrede hydrogeologiske opfattelse heller ikke udelukkes, at Vestergade 34 udgør en risiko for grundvandet og vandindvindingen.

Datavaskprojektet

Der findes ca. 300 lokaliteter i JAR i det område, vi arbejder videre i – kortlagte, ikke kortlagte eller udgåede. Før vi igangsatte datavaskprojektet, vurderede vi, at omkostninger til at råde bod på den manglende orden i vore data vil være i størrelsesordenen 500.000 kr. Under arbejdet har vi konstateret, at der er flere lokaliteter i modelområdet end forventet, og at en del lokaliteter indeholder rigtigt mange data. Datavaskprojektet er derfor vokset til det dobbelte omfang.

Vi har i skrivende stund ikke et overblik over, hvor mange borer datavasken vil frembringe, men vi forventer at kunne redegøre for det i den mundtlige præsentation.

Opdatering af den geologiske og hydrogeologiske model

Arbejdet med opdatering af den geologiske og hydrogeologiske model påbegyndes først efter vintermødet.

Supplerende hydrogeologiske undersøgelser

Supplerende hydrogeologiske undersøgelser påbegyndes først efter vintermødet.

DISKUSSION

Vi har ikke nogen grund til at rejse tvivl om, at den udførte grundvandskortlægning er et tilstrækkeligt grundlag til planlægningen af vandindvindingen. Regionens to forureningsundersøgelser viser imidlertid, at det hydrogeologiske materiale, der foreligger fra Miljøcentrets grundvandskortlægning, ikke er udarbejdet med en sådan detaljeringsgrad, at vi uden videre kan bygge videre på den overordnede magasinopbygning i en lokal geologisk model og dermed danne grundlag for en konkret risikovurdering. Det medfører tvivl om prioriteringen af indsatsen overfor de aktuelle punktkilder i de udarbejdede indsatsplaner, og det rejser spørgsmålet om, hvem der reelt skal etablere det nødvendige vidensgrundlag. Selv om regionen i den konkrete sammenhæng har igangsat et projekt til fastlæggelse af de hydrogeologiske forhold i en sådan detaljeringsgrad, at de tilfredsstiller vort behov for prioritering af punktkildeforureninger, mener vi, at det må være Miljøcentrets opgave at fremskaffe dette grundlag.

Vi har en aftale med Miljøcentret om at få stillet det hydrogeologiske materiale til rådighed i det videre arbejde, samt en aftale om at Miljøcentret og Svendborg Kommune deltager i arbejdet med at udarbejde en tilstrækkeligt detaljeret hydrogeologisk model. Vi håber under dette arbejde at kunne overbevise Miljøcentret om, at det er deres opgave at fremskaffe et sådant detaljeret grundlag.

LITTERATUR

- /1/ Videregående forureningsundersøgelse Vestergade 7, Svendborg, Region Syddanmark 2010
- /2/ Videregående forureningsundersøgelse Vestergade 34, Svendborg, Region Syddanmark 2010
- /3/ Geologisk model Svendborg. Notat om Miljøcentrets arbejde med grundvandskortlægningen samt sygehusundersøgelsen. Udarbejdet af Rambøll for Region Syddanmark 2010.
- /4/ Trykafkastning ved bygning 39, Overvågningsrapport 7, Sygehus Fyn, Svendborg 2005
- /5/ Rapport om kortlægning af grundvandet i Svendborg Indsatsområde, Sammenfatning, Miljøcenter Odense 2007
- /6/ Indsatsplan for Svendborg Indsatsområde, Svendborg Vand, 2009
- /7/ Kortlægningen af grundvandet i Svendborg Indsatsområde, Sammenfatning, Fyns Amt 2006
- /8/ Videnindsamling om Jordforurening i Svendborg By, Fyns Amt 2006

OPRENSNING VED ERH

Civilingeniør Jes Holm
GEO

Cand.scient. Mads Terkelsen
Region Hovedstaden

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

På Holsbjergvej 38 i Albertslund viste undersøgelser et hot-spot-område med tetrachlorethylen på ca. 50 m² med sandsynlig fri fase forurening. Forureningen var afgrænset til ca. 5 m under terræn, og det blev vurderet, at forureningsmængden udgjorde over 100 kg. Kilden til forureningen er ukendt.

Afværgeprojektet har omfattet en termisk oprensning med Electric Resistance Heating (ERH). Oprensningen blev udført ved hjælp af elektrisk opvarmning ved at inducere en strøm i jorden, hvorved der afsættes energi i jorden afhængig af jordens elektriske ledningsevne. Den elektriske opvarmning var målrettet hot-spot, hvor størstedelen af forureningen med tetrachlorethylen (PCE) og trichlorethylen (TCE) blev lokaliseret. Med den gennemførte oprensning har det været muligt at fjerne over 99 % af kildeområdet og reduceret PCE-forureningen fra over 130 kg til omkring 1 kg.

BAGGRUND

De fleste jordforureninger i Hovedstadsområdet er beliggende i moræneler. In-situ oprensninger af forureninger i moræneler med biologiske eller kemiske metoder er næsten umulige inden for en kort tidshorisont på grund af lerens lave permeabilitet som vanskeliggør tilsætning af de reaktive stoffer og kontakten til den forurenede lermatrice. Hurtige og effektive metoder til oprensning af forureninger i moræneler omfatter således kun opgravning af forureningskilden eller in-situ oprensning ved termiske metoder som fx Electric Resistance Heating (ERH) eller InSitu Thermal Desorption (ISTD).

Afværgeforanstaltningerne er projekteret af GEO og etableret af GES i 2010 under tilsyn af GEO.

FORMÅL

Formålet med de gennemførte afværgeforanstaltninger er at sikre grundvandsressourcen samt vandindvindingsinteresserne i området. Formålet er mere specifikt at fjerne hot-spot kildeområde og derved i væsentlig omfang at reducere nedsivning fra jordforureningen.

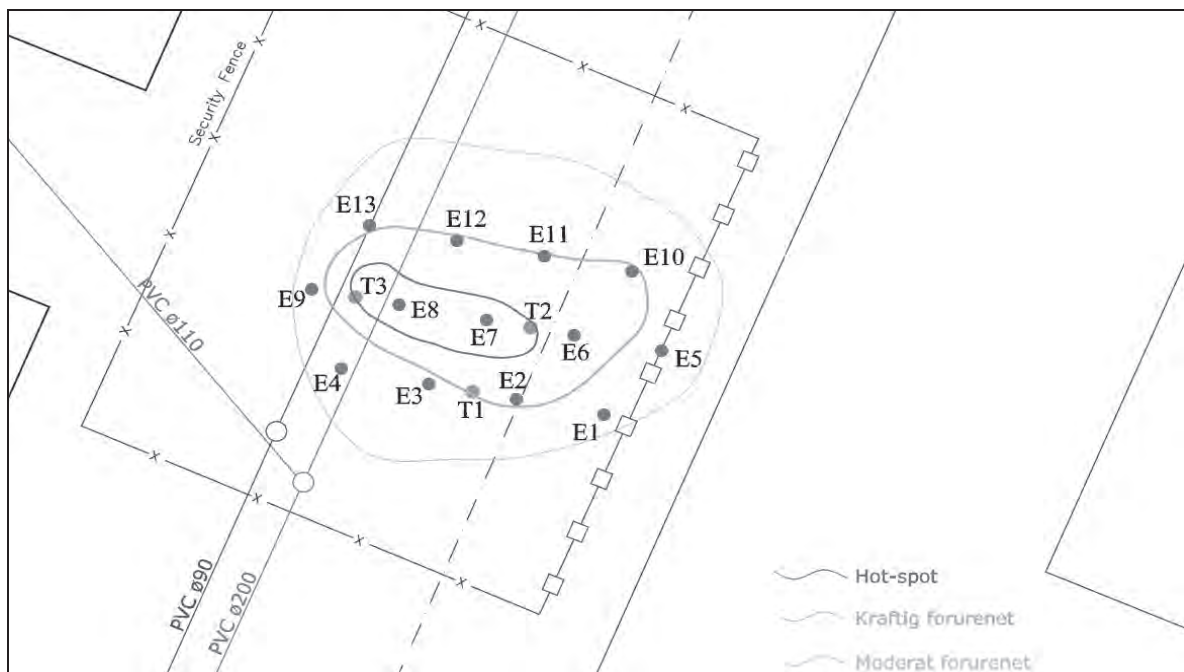
METODE

Elektrisk opvarmning udføres ved at inducere en strøm i jorden, hvorved der afsættes energi i jorden afhængig af jordens elektriske ledningsevne. I ler eller meget lerrige jordarter er der en god elektrisk ledningsevne, mens jordlag som sand og grus næsten kan betragtes som isolatorer. Jorden opvarmes til over 80°C og forureninger med fx chlorerede opløsningsmidler fordampes og opsamles med vakuumelekstraktion.

Den elektriske opvarmning blev målrettet hot-spot, hvor størstedelen af forureningen med tetrachlorethylen var lokaliseret. Det projekterede opvarmningsområde var ca. 100 m² svarende til hot-spot-området og området med kraftig forurening.

Elektroder

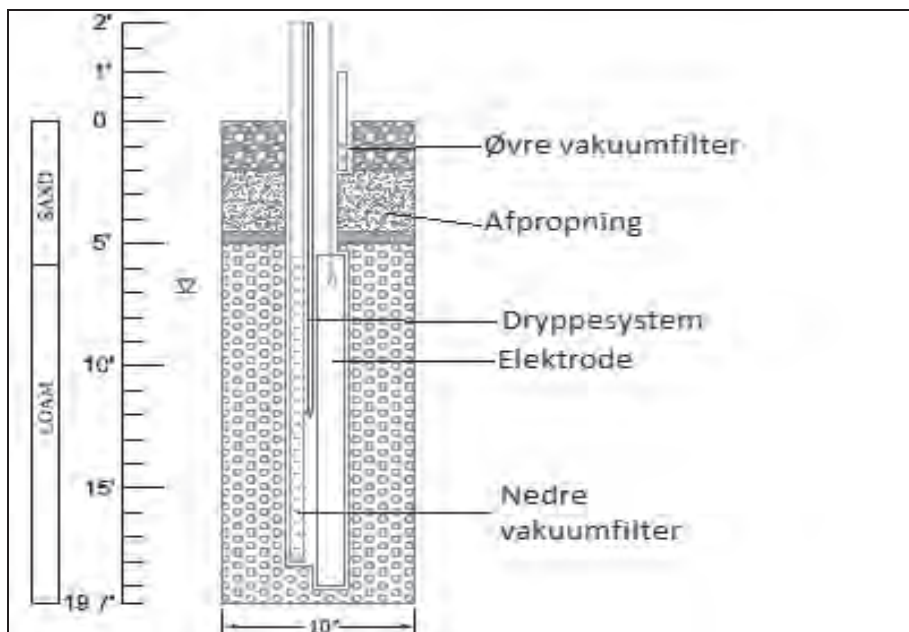
Der blev etableret et netværk af 13 elektroder med en indbyrdes afstand på 3 m i oprensningsområdet. Desuden blev der etableret 3 termoboringer til monitorering af varmeudbredelsen. I termoboringerne blev der sat temperatursensorer i dybderne 1,0; 2,0; 3,5 og 4,5 m u.t. Placering af elektroder (E1-E13) og termoboringer (T1-T3) er vist på figur 1.



Figur 1. Placering af elektroder og termoboringer.

Elektroderne blev etableret i forborede 10" boringer. Selve elektroderne blev sat fra ca. 1,6 m u.t. til 5,8 m u.t. I elektrodeboringerne blev der også etableret et dryppesystem til at holde elektroderne vandmættede samt 2 vakuumfiltre, fra hhv. 0,1-1,0 m u.t. og 1,6 til 5,5 m u.t.

Der blev afproppet med cementstabiliseret bentonit mellem de 2 vakuumfiltre. Derudover blev der udlagt et horisontalt vakuumfilter over fjernvarmeledningen omkring 0,5 m i forbindelse med omlægningen af en fjernvarmeledning. Ombygning af elektrodeboringerne fremgår af figur 2.

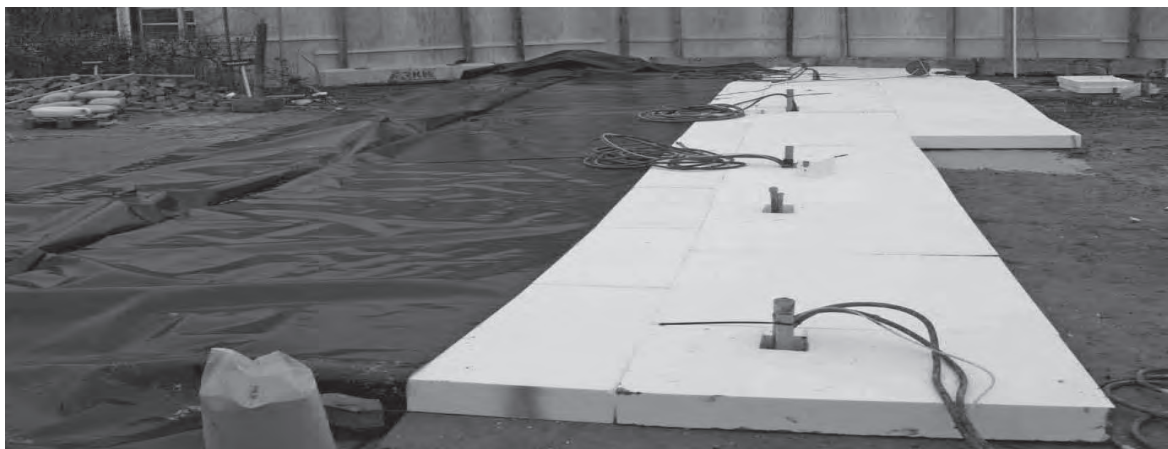


Figur 2. Opbygning af elektrodeboringer.

Elektroderne blev tilkoblet vekselspænding, som var faseforskudt 120 grader (3-phase heating) mellem de enkelte elektroder, hvorved der mellem alle par af elektroder løb en elektrisk strøm. En generator blev tilkoblet som intern strømforsyning med elforsyningkabel fra nabo-grunden "Værkstedsgården".

Befæstelse

Oprensningsområdet var befæstet med SF-sten og asfalt. Over befæstelsen blev der udlagt 10 cm varmeisoleringsplader for at mindske varmetabet og herover et platsdug, jf. figur 3 og 4.



Figur 3. Udlægning af varmeisoleringsplader og platsdug.

Vakuumfiltre og luftrensning

De 2 vakuumfiltre i hver af elektrodeboringerne blev samlet i 3 vakuumstrengene (jf. figur 4):



Figur 4. Vakuumstrengene.

De 3 vakuumstrengene blev samlet til 1 vakuumstreng og ført til luft/vandudskiller. Luften blev ført forbi varmeveksler og renses i aktiv kulfilter. Vandet blev ligeledes renses i 2 aktiv kulfiltre i serie.

Ledninger i oprensningsområdet

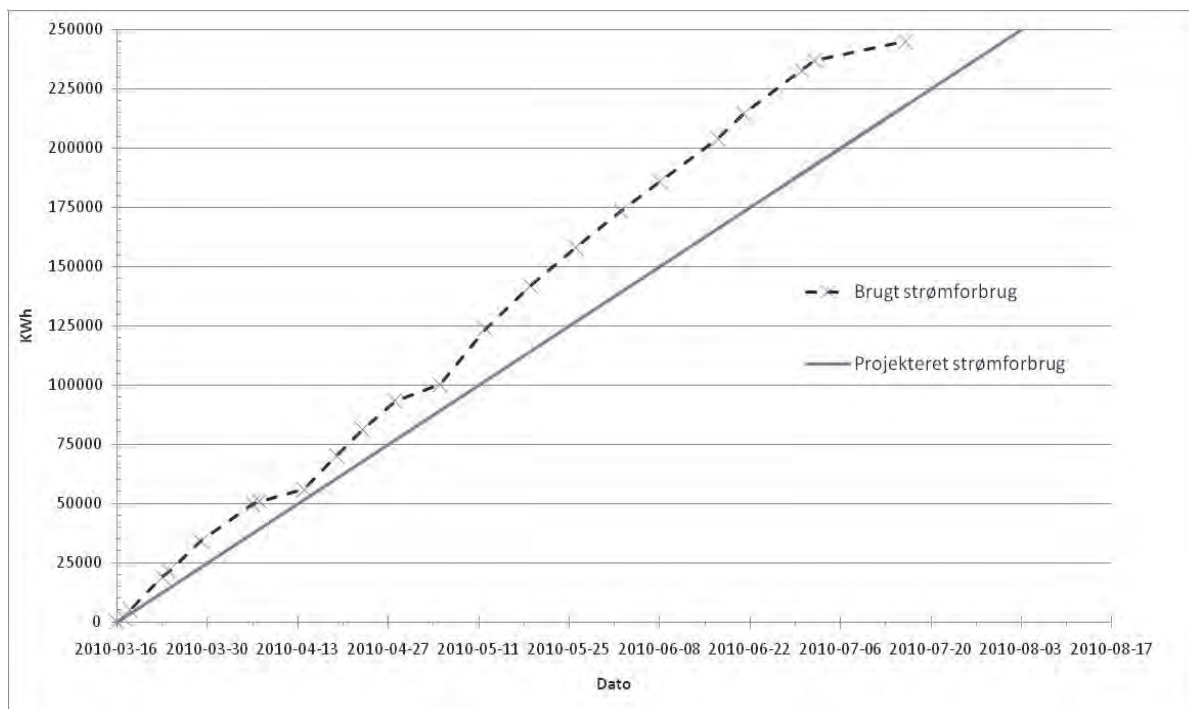
Igennem oprensningsområdet løber 1 fjernvarmeledning og 2 kloakker. Fjernvarmeledningen blev omlagt til ny ledning uden samlinger igennem oprensningsområdet, mens kloakkerne blev kølet med vand.

RESULTATER

Afværgenlægget blev etableret i perioden fra 2010-03-04 til 2010-03-15 og oprensningen startede 2010-03-16 og sluttede 2010-07-12, i alt 17 uger. Herefter kørte vakuumanlægget fortsat ca. 2 ugers for opsamling og kontrol af resterende afdampning af forurening.

Elforbrug

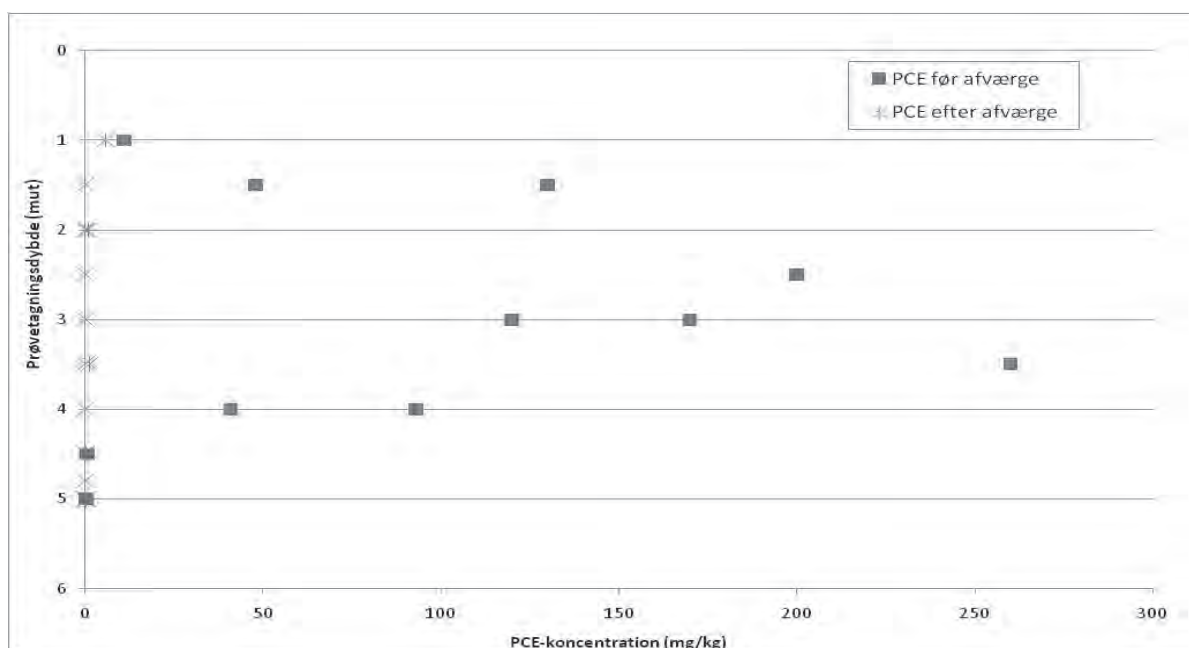
I alt blev der forbrugt ca. 245.000 kWh, hvor langt størstedelen blev brugt til opvarmningen, mens den resterende blev brugt til pumper, overvågningsudstyr m.m. Der var projekteret med et el-forbrug på 250.000 kWh. Projekteret og aktuelt elforbrug er vist på figur 5.



Figur 5. El-forbrugets udvikling

Jordforurening

Før oprensningen blev igangsat blev der udtaget 12 prøver i oprensningsområdet. I slutningen af oprensningsforløbet, 106 dage efter opstart, blev der i udført nye borer i samme områder samt ved T2. Resultaterne af analyserne fremgår af figur 6.



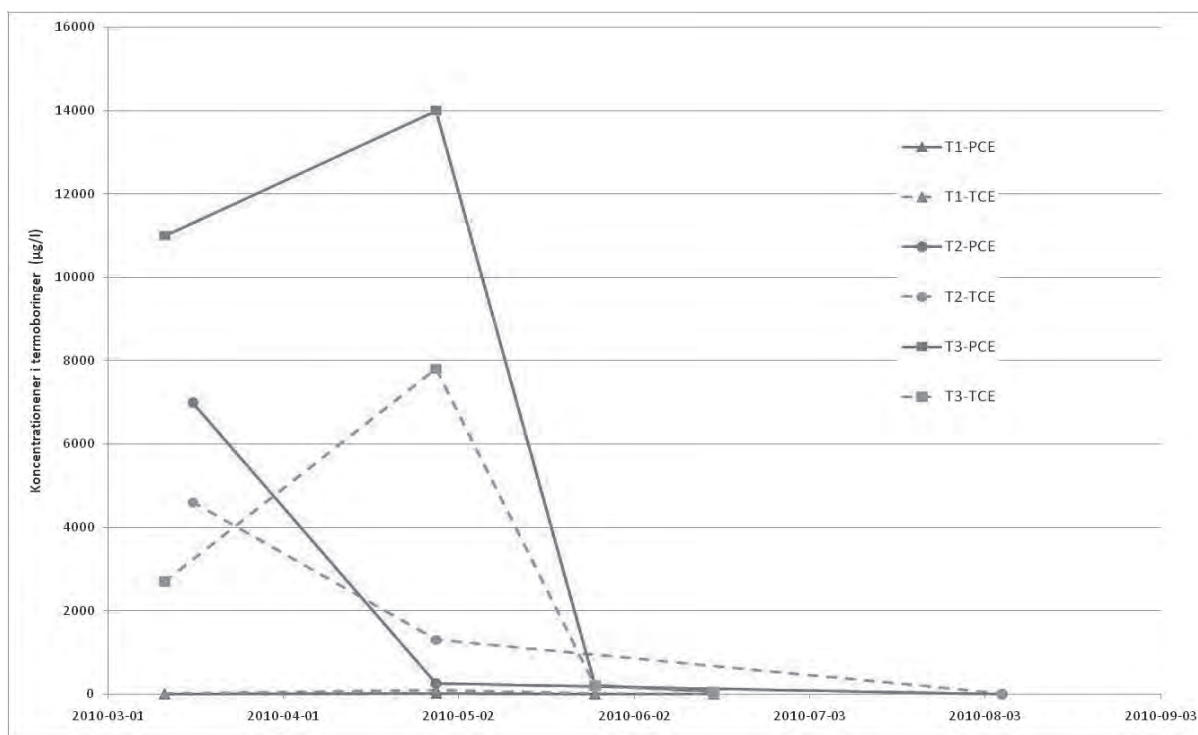
Figur 6. Analyseresultaterne før og efter oprensning

Det ses at PCE-koncentrationerne i hot-spot området er reduceret fra over 100 mg/kg til under 1 mg/kg, på nær i 2 prøver:

- B31ny 1,0 m u.t. (5,8 mg/kg), svarende til en dybde der ikke har været målrettet oprensningen
- B31ny 3,5 m u.t. (1,4 mg/kg), hvor der formentlig har været fri fase før oprensningen startede med en jordkoncentration på 260 mg/kg
-

Vandforurening før, under og efter oprensning

Under oprensningsforløbet blev der udtaget vandprøver fra de 3 temperaturboringer. Resultater af denne monitoring fremgår figur 7.

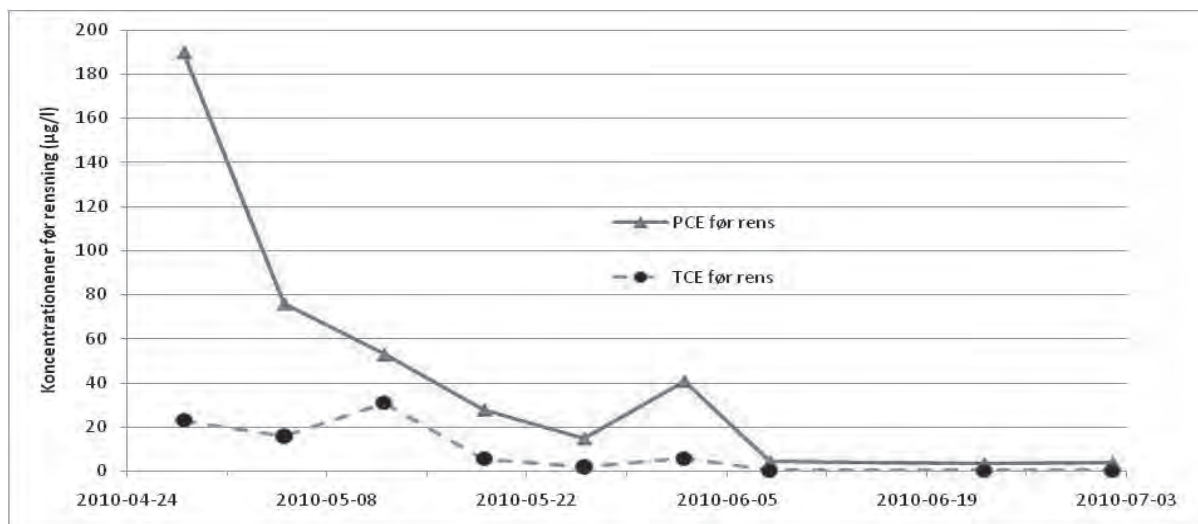


Figur 7. Forureningsudvikling i temperaturboringer

Det ses, at oprensningen har reduceret forureningsniveauet med PCE i hot-spot fra koncentrationer på mellem 22.000 µg/l og 65.000 µg/l ned til mellem 3,8 µg/l og 58 µg/l. De højeste koncentrationer efter oprensningen ses i T3, som blev udført tæt på GEO21 og GEO33, hvor der var tydelige indikationer på fri-fase forurening.

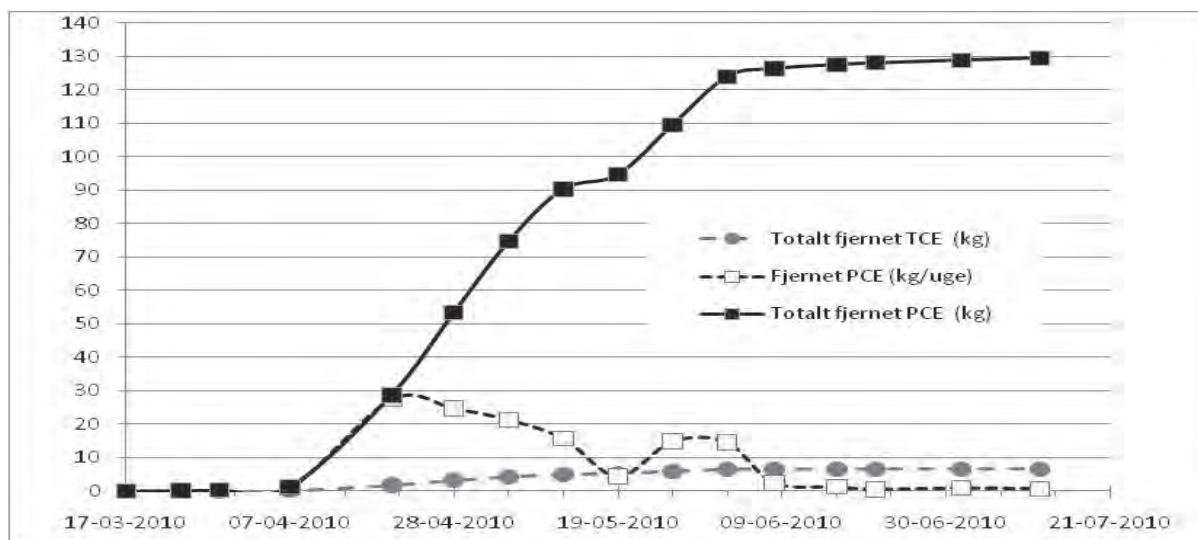
Opsamlet forurening

Der blev løbende under oprensningen udtaget luftprøver for dels at vurdere de oprensede forureningsmængder og dels for at vurdere oprensningens stade. I figur 8 er udviklingen i PCE- og TCE-koncentrationen i afværgvandet før rensning vist. Der ses en tydelig aftagende tendens med slutkoncentrationer for PCE på 4,1 µg/l og for TCE på 0,37 µg/l.



Figur 8. Koncentrationer af afværgevand før rensning

Den opsamlede forurening er helt overvejende foregået i luftfasen, hvor der blev fjernet ca. 130 kg PCE og ca. 6,6 kg TCE, jf. figur 9. Til sammenligning blev der fjernet under 1 kg PCE via vandfasen samt en ukendt mindre del blev også nedbrudt ved hydrolyse.



Figur 9. Fjernet forurening i luftfasen

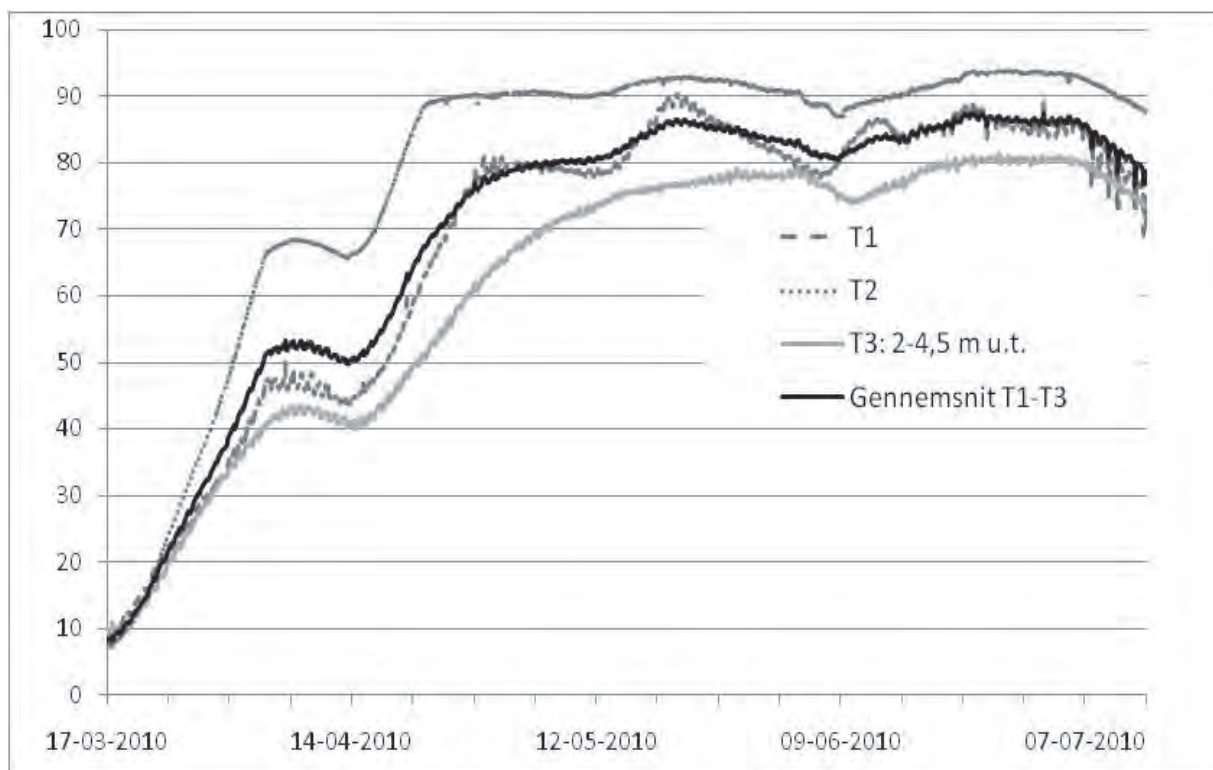
Monitering af temperatur

Temperaturen i oprensningsområdet blev løbende monitoreret i de 3 temperaturboringer T1-T3. Temperaturen blev monitoreret i dybderne:

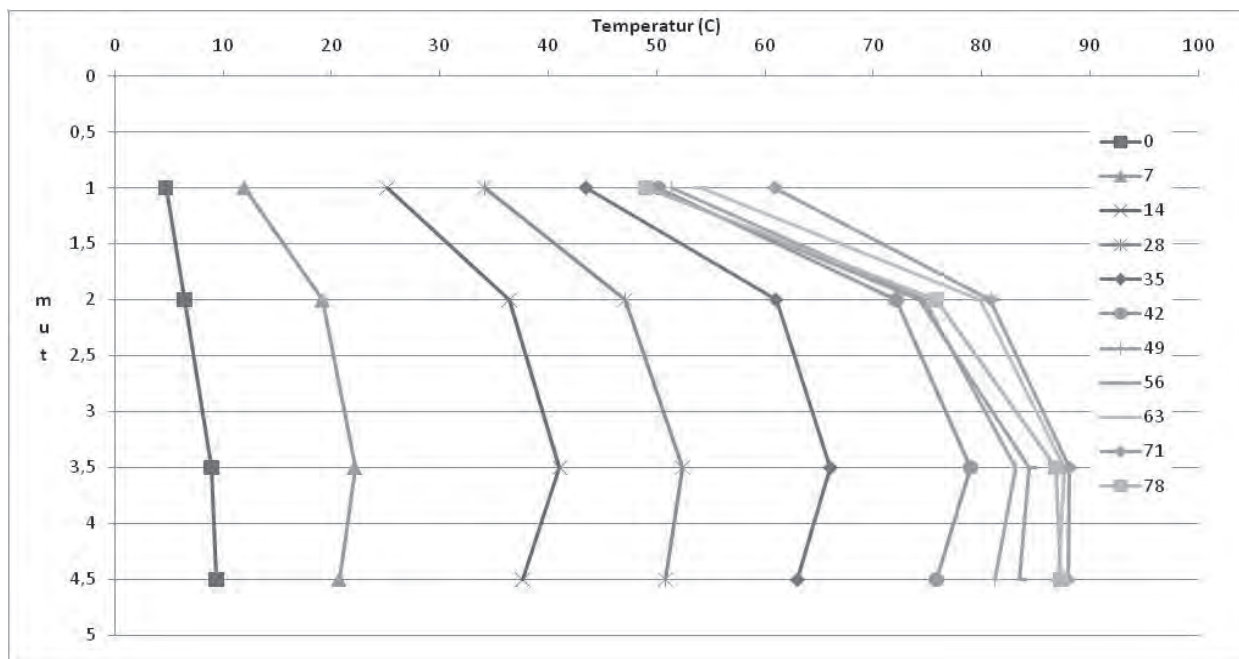
- 1 m u.t.
- 2 m u.t.
- 3,5 m u.t.
- 4,5 m u.t.

På figur 10 er udviklingen under oprensningsforløbet i de 3 borer vist som et gennemsnit i dybden 2-4,5 m u.t. svarende til elektrodeintervallet. På figur 11 er vist udviklingen i den gennemsnitlige temperatur i T1-T3 under oprensningsforløbet. Der ses et meget hurtig stigning i temperaturudviklingen de første 2-3 uger, hvor den gennemsnitlige temperatur i T2 er oppe på næsten 70 °C og den gennemsnitlige temperatur i T1-T3 er over 50 °C. Herefter var der 1 uges stop pga. udskiftning af en controller i transformeren. Efter 5 uger er temperaturen i T2 oppe på 90 °C og den gennemsnitlige temperatur er oppe på 70 °C.

Efter 9 uger er den gennemsnitlige temperatur er oppe på 87 °C, hvorefter oprensningens blev målrettet området omkring hot-spot. Dette blev gjort ved at udtørre jordlagene for at forbedre vakuumventilationen. Dette betyder samtidig at jordens varmeledningsevne reduceres betydeligt og der trækkes mere energi ud af oprensningsområdet pga. den øgede vakuumventilering. Temperaturen stiger ikke væsentlig yderligere i oprensningsområdet men den gennemsnitlige temperatur holdes på mellem 80 og 87 °C indtil afslutning af oprensningen efter 16 uger. Efter stop ses det begyndende temperaturfald.



Figur 10. Temperaturudvikling i dybden 2-4,5 m u.t. (°C)



Figur 11. Temperaturudviklingen vist på 10 forskellige dage efter opstart af afvæрге

Restforurening

Forureningsmængder på arealet før oprensningen blev, på baggrund af de udførte poreluftsmålinger suppleret med målte koncentrationer i jord og øvre grundvand, vurderet til ca. 72 kg. Hertil kommer fri-fase forurening som der med stor sandsynlighed var i hot-spot området. Ved hjælp af regnearket udviklet i ref. 1 er mængden af residual PCE skønnet. Med målte jordkoncentrationer med PCE på op til 260 mg/kg beregnes residual fase mætning på 0,073%, hvilket giver PCE mængde på ca. 70 kg i residual fase. Dette giver i alt ca. 140 kg PCE, hvilket er i overraskende god overensstemmelse med at der er oprenset ca. 130 kg PCE.

Forureningsmassen efter oprensning er vurderet til ca. 0,2 kg i det oprensede område og ca. 1 kg udenfor det oprensede område. Inden for afværggeområdet svarer det til en oprensning for PCE på: $130 \text{ kg} / 130,25 \text{ kg} = 99,8 \%$.

ØKONOMI

De samlede omkostninger for oprensningen var ca. kr. 2,75 mio. Med et oprensningsområde på ca. 750 m³ svarende til ca. 1.500 t, kan oprensningsomkostningerne estimeres til ca. 1.800 kr./ton forurenede jordvolumen. Den relative høje oprensningspris skyldes blandt andet at det er det første ERH-anlæg i Danmark, udgifter til omlægning af fjernvarmeledning og at det var et relativt lille oprensningsområde, hvilket gør fx mobiliseringen af anlægget relativt dyr.

Omkostninger kan fordeles på følgende hovedposter:

Site-evaluation og design	kr. 270.000
Mobilisering og etablering	kr. 270.000
Borearbejde og sløjfning af boringer	kr. 125.000
Tilslutning: el, vand og internet	kr. 100.000
Forbrug af aktiv kul	kr. 75.000
Omlægning af fjernvarmeledning	kr. 100.000
Byggepladshegn, retablering, kloak-tv	kr. 120.000
Kemiske analyser	kr. 75.000
Tilsyn og dokumentation	kr. 185.000
El-forbrug	kr. 350.000
Opstart og drift i 20 uger	kr. 1.000.000
Demobilisering	kr. 80.000

KONKLUSION

ERH er med succes afprøvet i Danmark med høje oprensningsgrader inden for en relativ kort tidshorisont på kun 20 ugers drift samt mobilisering og demobilisering på yderligere 2-3 uger. ERH har vist sig meget effektiv til oprensning af forurening med chlorerede opløsningsmidler i moræner. Metoden er velafprøvet i USA samt i Holland, Belgien og nu også i Danmark.

REFERENCER

/1/ DNAPL i kildeområder – konceptuelle modeller, karakterisering og estimering af forureningsmasse. DTU Miljø. Maj 2010.

REGISTRERING OG STYRING AF DRIFTSSAGER WEBBASERET DATABASE "SMART AFVÆRGE"

Procesingeniør Else Kathrine Friis
Region Sjælland

Chefkonsulent Mads Georg Møller
Rambøll Danmark

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

Region Sjælland har foretaget en omfattende revurdering af driftsfunktionens arbejde. Arbejdsopgaverne i driftsfunktionen er blevet verificeret og beskrevet. Arbejdsprocesser og grænseflader til resten af organisationen er ligeledes beskrevet.

Ensretningen og systematiseringen af driften ved er gennemført dels ved etablering af et selvstændigt økonomistyringssystem, dels via en webbaseret database kaldet "SMART afværgen". I databasen er der lavet en detaljeret registrering af anlæggene på komponentniveau samt en registrering af driftsrelaterede dokumenter. Databasen anvendes endvidere i forbindelse med jobstyring af driftens arbejdsopgaver.

Der er udarbejdet diverse paradigmer og manualer for driftsfunktionens arbejde. Der er bl.a. udarbejdet et koncept for håndtering af arbejdsmiljøet i forbindelse med driften af anlæggene, herunder udarbejdelse af konkrete APV'er for samtlige anlæg.

Systematiseringen af driftsfunktionen har skabt et godt overblik over anlæggene og deres drift. Med baggrund i driftsdata vil dette overblik fremadrettet blive brugt til en dokumenteret prioritering af, hvilke driftssager, der fortsat er rentable (økonomisk, teknisk og miljømæssigt), hvilke der evt. skal ændres eller helt lukkes ned.

INDLEDNING OG BAGGRUND

I de tidligere tre amter (Roskilde Amt, Storstrøms Amt og Vestsjællands Amt), der blev lagt sammen til Region Sjælland, blev driften af afværgenanlæg udført meget forskelligt. Som følge af sammenlægningen var der endvidere rigtig mange anlæg i én organisation, hvilket stillede skærpede krav til dels planlægning af driften, dels håndtering og sammenholdelse af de store datamængder fra de mange anlæg.

Region Sjælland har derfor valgt at foretage en ensretning og systematisering af driften af eksisterende og fremtidige anlæg bl.a. gennem etablering af en webbaseret database kaldet "SMART afværgen".

FORMÅL

Formål med projektet har været:

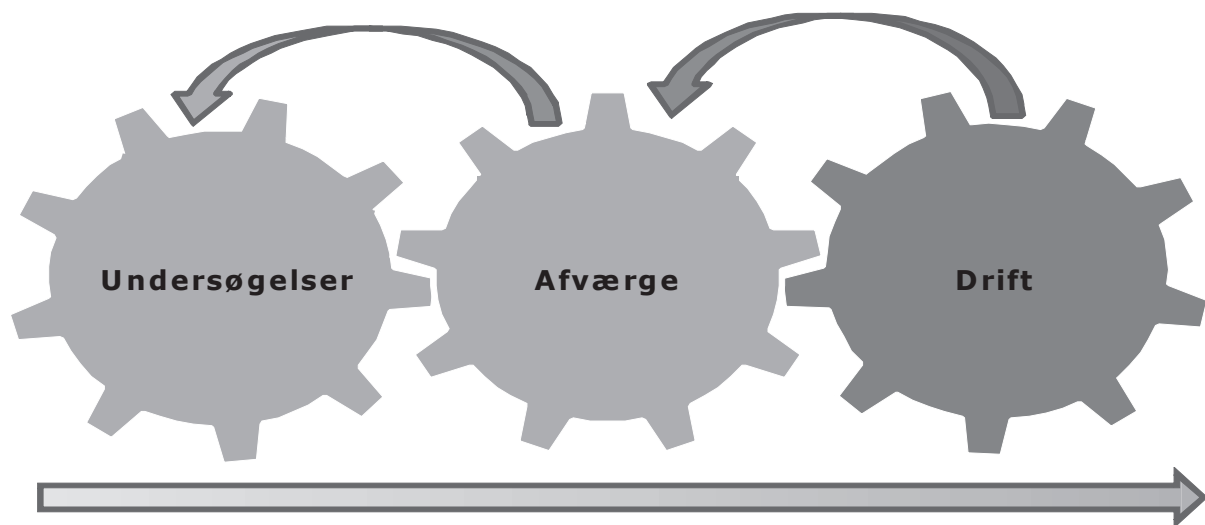
- At verificere og beskrive driftsfunktionens opbygning og arbejdsopgaver
- At skabe et samlet overblik for styring af driften af de mange anlæg i forhold til tid og økonomi samt dokumentation af tilsyn
- At systematisere driftsfunktionens arbejdsopgaver og hardware (afværgenanlæg)
- At etablere et fleksibelt webbaseret koncept, der sikrer, at alle involverede parter (myndighed, rådgivere, entreprenører etc.) konstant har nem adgang til databasen

BESKRIVELSE AF PROJEKTET

Opbygning af driftsfunktionen

Varetagelse af drift af etablerede afværgeanlæg har traditionelt været styret som et selvstændigt arbejdsområde, der får opgaverne overleveret fra afværge-arbejdet, efter at anlæggene er projekteret, etableret og indkørt.

Grundlaget for den nye organisering af arbejdet med drift i Region Sjælland bygger på, at den erfaring, der opsamles i driftsfunktionen løbende skal føres tilbage til arbejdet med projektering og etablering af nye afværgeforanstaltninger.



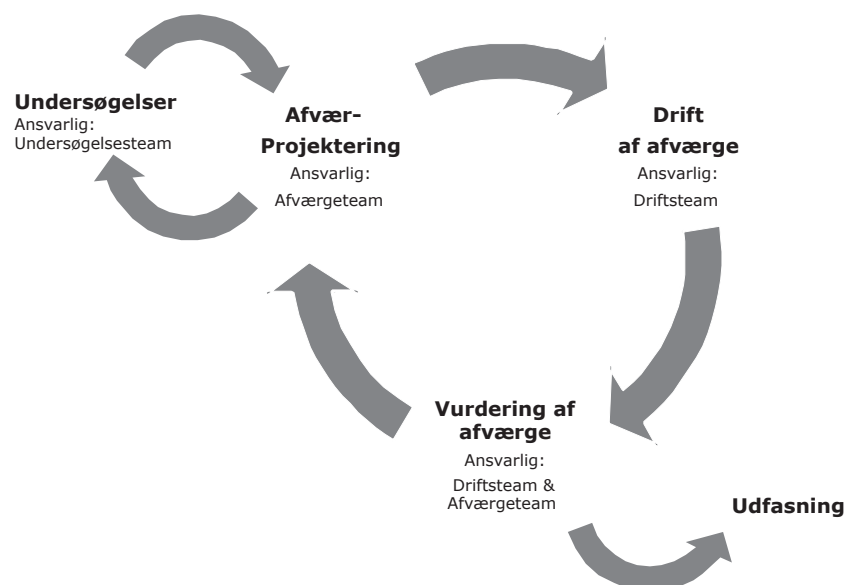
Figur 1: Overordnet processammenhæng mellem undersøgelser, afværge og drift

Arbejdet med erfaringsopsamling er systematiseret i en række dokumenter, der beskriver driftens samlede krav til etablering af nye afværgeanlæg. Der er bl.a. udarbejdet følgende dokumenter på baggrund af erfaringerne fra driften af afværgeanlæggene:

- Kravspecifikation til komponenter og opbygning af anlæg
- Kravspecifikation til SRO
- Paradigme for udarbejdelse af tilsynsskemaer (proces- og miljømålinger samt service og vedligehold)
- Manual for arbejdsmiljø på anlæg

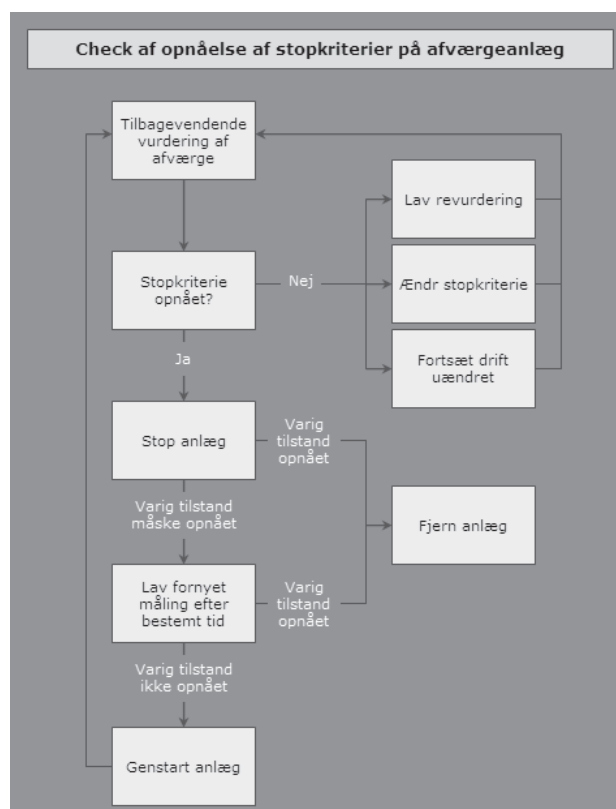
Organisering af samarbejdet omkring driftssager

Ansvar for de samlede opgaver omkring drift af afværgeanlæg er fordelt mellem sagsbehandler i afværgeteamet og driftsteamet. Ansvar skifter i løbet af det forløb afværgeanlæggene gennemløber i deres livscyklus.



Figur 2: Livscyklus for arbejdet med driftssager

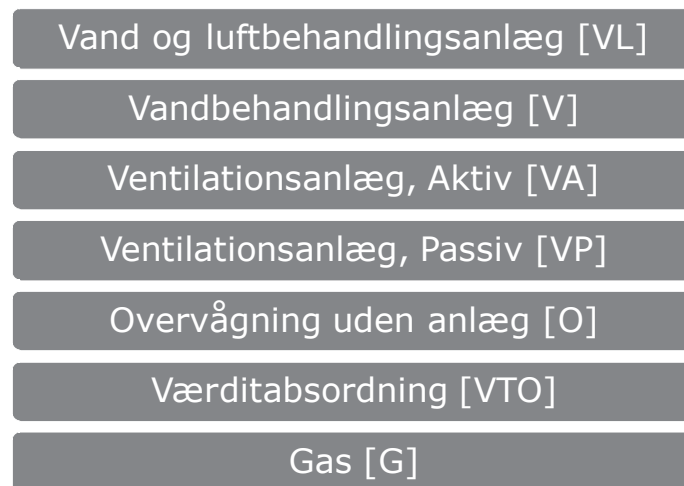
Når et afværgeanlæg er overleveret til drift vil der løbende gennemføres en vurdering af anlægget. Anlæggets effektivitet og relevans vurderes i forhold til de opstillede stopkriterier for anlægget. I figur 3 vises den proces, der følges i forhold til den løbende vurdering af anlæggene.



Figur 3: Procesdiagram for teknisk og miljømæssig vurdering af anlæggene

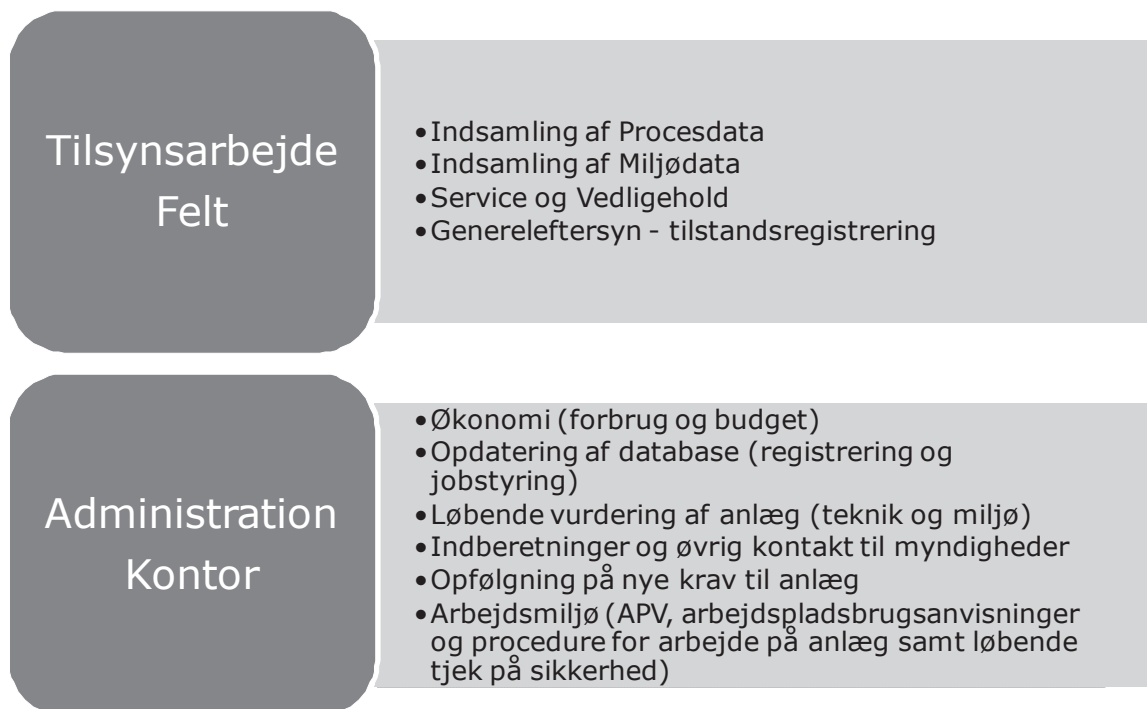
Driftsfunktionens typer af driftssager og arbejdsopgaver

Region Sjællands driftssager er opdelt i forskellige typer. Opdelingen er primært foretaget med baggrund i en opdeling baseret på anlægstyper. Opdelingen giver mulighed for at styre og registrere driften på de forskellige typer anlæg i forhold til tid og økonomi.



Figur 4: Kategorisering af driftssager i 7 forskellige drifts/anlægstyper

Driftsfunktionens arbejdsopgaver opdeles i to overordnede typer. Tilsynsarbejde i felten og administrativt arbejde på kontoret. I figur 5 listes arbejdsopgaverne overordnet.



Figur 5: Driftsfunktionens arbejdsopgaver opdelt på tilsynsarbejde og administration

Databasen SMART afværge - registrering og jobstyring af afværgesager

Overordnet beskrivelse af databasen

Databasen er opbygget som en webbaseret database hvilket muliggør, at alle involverede parter (myndighed, rådgivere, entreprenører etc.) konstant har let adgang til databasen. Adgangen til data kan endvidere styres af individuelle rettigheder i form af begrænsede læse og skrive rettigheder samt reduceret adgang til specifikke dataområder. På den måde kan det styres, at der kun gives adgang til enkelte specifikke anlæg.

Opbygning af databasen med registrering af afværgeanlæg og dokumenthåndtering

Det er muligt at lægge anlæg i databasen ind i GIS, som vises på Google Map. Nedenfor er vist et oversigtskort hvor Region Sjællands afværgeanlæg er indlagt, idet de er opdelt på afværgetyper.

Typer af afværgesager i SMART afværge

Vand og luftbehandlingsanlæg [VL]
Vandbehandlingsanlæg [V]
Ventilationsanlæg, Aktiv [VA]
Ventilationsanlæg, Passiv [VP]
Overvågning uden anlæg [O]
Værditabsordning [VTO]
Gas [G]
Tilsyn [T]



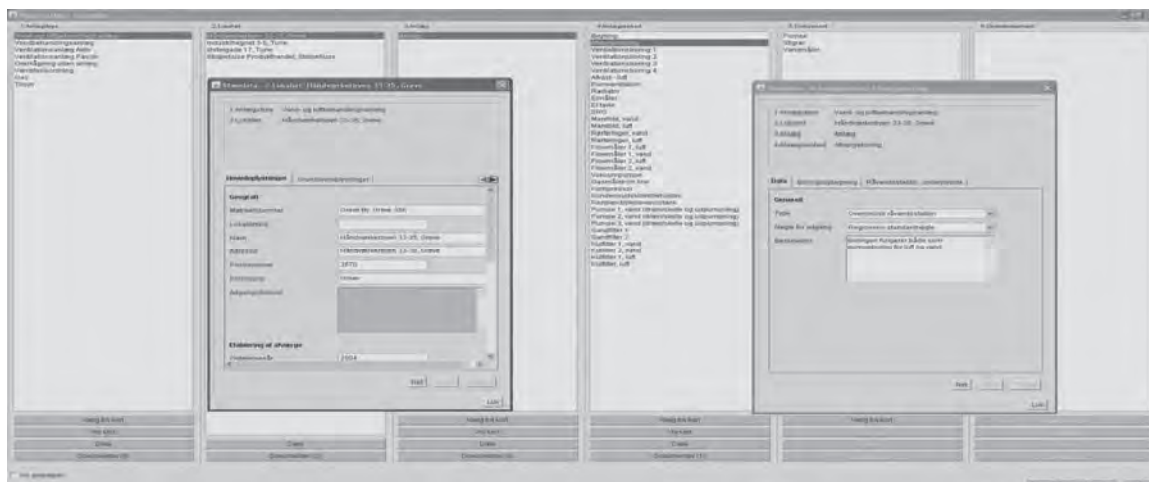
Figur 6: Oversigtskort med placering af afværgeanlæg opdelt på afværgetyper (Google Map)

Grafisk navigation i elementstrukturen via eksempelvis et PI-diagram giver en intuitiv adgang til elementerne i afværgeanlæggene, også for brugere, der ikke har et dybdegående kendskab til anlæggene og principperne for deres registrering.

I SMART afværge er de enkelte afværgeanlæg, anlægsenheder og deres komponenter organiseret i et fleksibelt hierarki. Prototyper definerer, hvilke typer afværgesager, der kan registreres i SMART afværge, samt hvordan de kan inddeles i anlægsenheder, komponenter og underkomponenter.

Databasen er opbygget så hver afværgesag er opdelt med følgende hierarki/undergrupper:

1) Afværgetype, 2) Lokalitet, 3) Anlæg, 4) Anlægsenheder, 5) Komponenter, 6) Underkomponenter



Figur 7: Brugerflade for registrering af anlæg

Under de enkelte undergrupper/elementer i hierarkiet er der via "datavinduer" mulighed for at indtaste specifikke data for den pågældende undergruppe/element.

Registrering af dokumenter (Manualer, tilladelser, rapporter mv.)

Alle typer dokumenter – forstået i bredeste forstand som alt, der er gemt som en digital fil – kan vedhæftes til alle registrerede elementer, til job og til tilstandsregistreringer i generaleftersyn. Der er mulighed for at oprette flere forskellige links til det samme dokument, links til eksterne dokumenter og links til websider. Omfattende søgeredskaber gør det enkelt at finde dokumenter.

Eksempler på dokumenter, der ligges ind under den enkelte driftssag:

- Oplysninger om anlæg – anlægsenheder og komponenter
- Tilladelser og godkendelser
- Rapporter (historik), undersøgelse samt etablering og indkøring af afværg
- Rapporter (drift), monitoringsinstruks og driftsrapporter
- Data fra tilsyn (Tilsynsskemaer, Miljødata, Procesdata, data Service og vedligehold)
- Analyserapporter

Jobstyring

SMART afværg kan håndtere alle anlægsopgaver inden for drift og vedligeholdelse af afværganlæg. Det gælder planlægning, registrering og opfølgning på opgaver inden for administration, service og vedligehold samt udførelse af tilsyn med miljø- og procesmålinger på anlæggene. De kort- og langsigtede budgetkrav til udførelse af de indmeldte aktiviteter kan vises som illustrative søjlediagrammer. Diagrammerne kan vise fordelingen mellem jobtyper, jobprioritet eller jobstatus, og for det indeværende år kan de faktiske omkostninger vises i forhold til det oprindelige overslag.

Der er i databasen defineret fem forskellige jobtyper:

1. Administration
2. Miljømålinger
3. Procesmålinger
4. Service og vedligeholdelse
5. Generaleftersyn – tilstandsregistrering

Der er således mulighed for at styre driften af anlæggene i forhold til disse fem jobtyper. Nedenfor er givet et eksempel for udførelse af et generaleftersyn.

I generaleftersynsmodul tildes alle de inspicerede elementer en tilstandskarakter samt en beskrivelse af tilstanden suppleret med fotos, der dokumenterer den, hvis det er relevant. Er der behov for afhjælpende aktiviteter, kan der online oprettes et service og vedligeholdelsesjob på opgaven.

Indmelding af job og rapportering om udførelsen - inkl. tilknytning af fotos, skitser mv. - kan ske via computer eller via en trådløs, håndholdt PDA med online forbindelse til databasen (SMART-mobil). Opdateringen af data fortages således online ude på selve anlægget.

Rapportering

Der kan fra databasen udtrækkes forskellige rapporter for registrering og drift af anlæggene. Som eksempel er her kort beskrevet omfanget af en rapport for generaleftersyn - tilstandsregistrering:

Generaleftersynsrapporten kombinerer tekniske data med registreringer af den faktiske tilstand, historisk udvikling af tilstandskarakterer, historik over tidligere udførte aktiviteter samt indmeldte kommende aktiviteter – illustreret med fotos.

Modulet giver endvidere mulighed for at udtrække statistikker over tilstandskarakterer på udvalgte elementtyper, dvs. elementer, der er oprettet på samme prototype.

STATUS OG PERSPEKTIVERING

Status – hvad er opnået indtil nu

- Beskrivelser af arbejdsopgaver og procedurer for driftsfunktionen er udarbejdet
- Etablering af økonomistyringssystem - opsamling på økonomidata for de sidste 4 år opdelt på anlæg samt anlægstyper
- Registrering og jobstyring af samtlige driftssager i en samlet database
- Inddragelse af arbejdsmiljø i driften – udarbejdelse af APVer for samtlige anlæg mv.
- Udarbejdelse af kravspecifikationer til fremtidige anlæg med baggrund i erfaringer fra drift af anlæg

Perspektivering – fremtidige muligheder

- Vurdering, optimering og regulering af driften foretages på baggrund af indsamlede driftsdata
- Vi kan udtrække erfaringer på anlægstyper – hvilke fungerer bedst osv.?
- Optimering af driften – hvilke besøger vi tit, hvilke komponenter er ofte fejlbehæftet – hvilke er gode og hvilke er dårlige?
- Cost-effektivitet – hvor mange gange besøger vi det enkelte anlæg og hvor længe – skal anlæggene på baggrund af dette revurderes?
- Nedlukning af anlæg – hvornår skal anlæggene lukkes?
- Inddragelse af bæredygtighed i driften

HØFDE 42 – STATUS PÅ FORSØG MED *IN SITU* BASISK HYDROLYSE OG BIOLOGISK NEDBRYDNING

Biolog Morten Bondgaard
Civilingeniør Børge Hvidberg
Region Midtjylland

Chefkonsulent Loren Ramsay
ALECTIA A/S

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

I perioden 2007-2009 har Region Midtjylland og Miljøstyrelsen gennemført en lang række undersøgelser af forureningen ved Høfde 42 med det formål at danne grundlag for projektering af fuldskala oprensning af kemikaliedepotet ved Høfde 42.

De gennemførte aktiviteter inkluderer undersøgelser af afværgemetoderne basisk hydrolyse og biologisk nedbrydning teoretisk og i laboratoriet samt en demonstration af basisk hydrolyse i pilotskala under realistiske feltforhold på lokaliteten. Arbejdet med disse to afværgemetoder har frembragt såvel en dybere indsigt i de største udfordringer ved en fuldskala oprensning, som konkrete resultater, der kan indgå i dimensionering af en fuldskala oprensning.

Region Midtjylland fortsætter nu udviklingen af afværgemetoden basisk hydrolyse med finansiel støtte fra Miljøstyrelsen og EU-kommissions LIFE+ program. I efteråret 2010 iværksættes et 3½ års demonstrationsprojekt "NorthPestClean", som har til formål at dokumentere effektiviteten af *in situ* basisk hydrolyse i stor-skala forsøg.

BAGGRUND

Høfde 42 er en stærkforurenet lokalitet beliggende ved Vesterhavet på Harboøre Tange. I 1950'erne og 1960'erne blev store mængder pesticider og andre forureningskomponenter deponeret på grunden.

En del af forureningen ved Høfde 42 blev fjernet ved bortgravning i 1971 i forbindelse med kystsikringsarbejde og i 1981 i forbindelse med miljøforbedringer langs kysten. I 2000 indikerede lugtgener, at disse bortgravninger var utilstrækkelige, og at den tilbageværende forurening var væsentlig. En grundig kortlægning af forureningen i perioden 2001-2006 viste, at et område på ca. to hektar (20.000 m²) stadig var kraftigt forurenet med ca. 100 forskellige stoffer, herunder estimeret 170 tons parathion. På den baggrund besluttede Ringkjøbing Amt og Miljøstyrelsen at udføre en oprensning af kemikaliedepotet, med det formål at standse påvirkning af havmiljøet

I 2006 blev det forurenede område indkapslet med en stålspons til en dybde på 14 meter og området blev overdækket med en plastmembran. Hermed blev forureningsspredningen til Vesterhavet midlertidigt standset, mens en permanent løsning kunne identificeres og afprøves.

Teknologi screening – valg af metode

Miljøstyrelsen og Ringkjøbing Amt vurderede, at der var behov for en teknologi screening for at vælge den rette afværgeteknologi. Hovedargumenterne for at igangsætte teknologi screeningen var at:

- forureningen er svært tilgængelig (immobil)
- der er tale om et stort areal med en "vanskelig" forurening, dvs. der er ingen oplagte standardløsninger.
- kendte afværge teknologier var lovende, men effektivitet og omkostninger usikre.
- måske findes der innovative løsninger.
- der var behov for at finde den rette "bæredygtige" metode.

I 2006 udførte Ringkjøbing Amt og Miljøstyrelsen en systematisk evaluering af seks forskellige afværgeteknologier for forureningen ved Høfde 42. De valgte teknologier blev evalueret af rådgivende ingeniørfirmaer og Universiteter /1/.

En oversigt over de evaluerede teknologier ses i tabel 1.

Teknologi	Effektivitet	Tid	Anslået pris
Biologisk nedbrydning	Mellem	Lang	Lav
Basisk hydrolyse	Mellem	Mellem	Lav
Kemisk oxidation	Mellem	Mellem	Mellem
Nul-valent jern	Mellem	Mellem	Mellem
Termisk oprensning	Høj	Kort	Høj
Afgravning	Høj	Kort	Høj

Tabel 1. Oversigt over de evaluerede afværgeteknologier.

På basis af teknologiscreeningen udvalgte Miljøstyrelsen og Ringkjøbing Amt metoderne "*in situ* basisk hydrolyse" og "*in situ* biologisk nedbrydning" til videre undersøgelser.

In situ basisk hydrolyse er en aggressiv metode, der hurtigt omdanner visse pesticider til hydrolyseprodukter, som er meget opløselige og mindre toksiske. Biologisk nedbrydning egner sig til fjernelse af lavere koncentrationer af såvel parathion som nedbrydningsprodukter af parathion. Hermed passer metoderne fint sammen i forlængelse af hinanden i et såkaldt "treatment train".

Afværgestrategien består i at dræne grundvandet ud af det indspunsede område og efterfølgende genskabe en mættet zone ved injicering/infiltration af fortyndet natronlud. Efter en hydrolyseperiode på omkring et år oppumpes det grundvandet, og hydrolyseprodukterne fjernes i et biologisk renseanlæg. Herefter påfyldes lud igen, og dræning og påfyldning gentages efter behov. Efter endt hydrolyse neutraliseres depotet. Depotet iltes, og bakterier reintroduceres. Restforurening nedbrydes biologisk, så længe der er forurening, og bakterierne har de nødvendige levevilkår.

Ingen af afværgemetoderne har tidligere været anvendt ved en forurening svarende til den, der findes ved Høfde 42.

METODER

En oversigt over de to afværgemetoder ses i Tabel 2 og Tabel 3.

Emne	Bemærkning
Metode	<ul style="list-style-type: none"> Der tilsættes lud så pH hæves til 12. Herved omdannes parathion og andre organofosfor pesticider uanset koncentrationsniveau til hydrolyseprodukter som EP2-syre og paranitrofenol (PNF). Disse hydrolyseprodukter er meget opløselige og kan oppumpes og behandles i et biologisk renseanlæg
Teknologi	<ul style="list-style-type: none"> Det vigtigste udstyr består af pumper, mixere, tanke og anden kendt teknologi
Oprensende effekt	<ul style="list-style-type: none"> Hydrolyseprocessen er velbeskrevet og er ikke afhængig af biologisk vækst Cheminova har mange års erfaring med basisk hydrolyse af spildevand med de aktuelle stoffer Oprensning kan kun finde sted, hvor der er kontakt mellem forurening og lud - det bør dokumenteres hvor meget kontakten kan forbedres via "enhancement" metoder Den tilsatte lud, der består en 27 % opløsning fortyndet 1:20, kan fortyndes yderligere mindst en faktor 100 og stadig være virksom Metodens anvendelighed under siltlaget er ikke belyst
Arbejdsmiljø	<ul style="list-style-type: none"> Hydrolyse af pesticiderne og dermed reduktion i toksicitet sker <i>in situ</i> uden risiko for kontakt til mennesker Metoden indebærer minimal kontakt med forurennet jord, danner ikke gasarter og medfører ingen eksplosionsrisiko Lud er ætsende og medfører sundhedsrisiko ved fx stænk i øjnene
Det eksterne miljø	<ul style="list-style-type: none"> Lavt energiforbrug Lave støjgener
Oprensningstid	<ul style="list-style-type: none"> Lang, men uproblematisk pga. spunsens levetid og den aktuelle arealanvendelse
Omkostninger	<ul style="list-style-type: none"> Lav blandt de belyste alternativer /1/

Tabel 2 Oversigt over afværgemetoden basisk hydrolyse.

Emne	Bemærkning
Metode	<ul style="list-style-type: none"> Der tilsættes ilt og bakterier til optimering af aerob nedbrydning af pesticider og nedbrydningsprodukter
Teknologi	<ul style="list-style-type: none"> Det vigtigste udstyr består af pumper, mixere, tanke, blæsere, opformingsudstyr og anden kendt teknologi
Oprensende effekt	<ul style="list-style-type: none"> Cheminova har mange års erfaring med biologisk rensning af spildevand med de aktuelle stoffer Muligheden for at sprede bakterier i feltet er ikke belyst Overlevelse og aktivitet af bakterier i jorden, hvor der er andre forhold end i Cheminovas renseanlæg (herunder lavere temperatur) er ikke afklaret Kemiske analyser af sediment og grundvand har vist, at der foregår biologisk nedbrydning i depotet Det er ikke belyst, hvordan sandet under siltlaget kan iltes
Arbejdsmiljø	<ul style="list-style-type: none"> Nedbrydningen og dermed fald i toksicitet sker in-situ med mindre risiko for kontakt til mennesker Metoden indebærer minimal kontakt til forurenede jord og medfører ingen eksplosionsrisiko I forbindelse med ventilation af depotet er der behov for behandling af poreluft til fjernelse af flygtige stoffer
Det eksterne miljø	<ul style="list-style-type: none"> Lavt energiforbrug Lave støjgener
Oprensningstid	<ul style="list-style-type: none"> Lang, men uproblematisk pga. spunsens levetid og den aktuelle arealanvendelse
Omkostninger	<ul style="list-style-type: none"> Lav blandt de belyste alternativer /1/

Tabel 3 Oversigt over afværgemetoden biologisk nedbrydning.

Pilotforsøg

I 2007-2009 er der gennemført pilotforsøg med basisk hydrolyse og biologisk nedbrydning. Pilotforsøgene har belyst mange aspekter om høfdedepotet og de to afværgemetoder /2/. De fem vigtigste resultater vedrørende høfdedepotet, basisk hydrolyse og biologisk nedbrydning, angives nedenfor:

Depotet

1. Et siltlag (tidligere omtalt som det indskudte lerlag) blev gennemboret flere steder. Det blev bekræftet, at koten til toppen af siltlaget ikke er plan, men kan variere kraftigt indenfor få meter. Laget formodes at være gennemgående i området indenfor spunsen.
2. Den hydrauliske ledningsevne er ved slugtests fundet at være i størrelsesordenen 10^{-3} m/s over siltlaget og 10^{-4} m/s i sandlagene under siltlaget.
3. Grundvandet er generelt stærkt reduceret. Poreluften indeholder store koncentrationer af methan ved hotspots, men indeholder ilt ud mod spunsen.
4. Sammensætningen af forureningen er generelt fundet at være på niveau med tidligere undersøgelser. Parathion er den dominerende organiske forureningskomponent, mens der blev fundet lidt højere indhold af kviksølv end tidligere.
5. Det blev bekræftet, at forureningen visse steder er trængt igennem siltlaget.

Basisk hydrolyse

1. Sedimentets bufferkapacitet ved hævnning af depotets pH til 12 er begrænset, omkring 4 kg NaOH/t sediment. Hermed er den nødvendige mængde natronlud til en fuldska-laoprensning overkommelig.
2. Så længe pH < 13 er de resulterende geokemiske ændringer i sedimentet acceptable. Ved højere pH opløses store mængder silicium.
3. En pilotskala demonstration under realistiske feltforhold på lokaliteten viste, at store koncentrationer af hydrolyseprodukter frigives til grundvandet samt at en høj pH-værdi, som ønsket, kan fastholdes i mange måneder.
4. Demonstrationen indikerede, at kviksølv mobiliseres af høje pH-værdier.
5. Seks måneder efter infiltration af lud viste sedimentprøver, at der stadig var store mængder af parathion i sedimentet, der ikke blev hydrolyseret. Hermed vurderes, at det er afgørende for metodens succes aktivt at fremme kontakt mellem forureningen og luden ved anvendelse af såkaldte "contact enhancements" teknologier.

Biologisk nedbrydning

1. Der er målt mange kimprøver af forurenede sediment fra depotet. Disse viser, at bakterier kan leve i depotet, men giver ikke oplysninger om disse kims evne til at nedbryde de kritiske forureningskomponenter. Tidligere undersøgelser har vist, at der allerede foregår biologisk nedbrydning i depotet.
2. Laboratoriemålinger har vist, at bakteriernes overlevelse efter en ludbehandling af sedimentet er begrænset. Dog var overlevelsen lidt større i kolonneforsøg (der bedre repræsenterer feltforhold) end i batchforsøg med omrørte flasker. Det vurderes, at det vil være nødvendigt ved fuldskala oprensning at reintrodúcere bakterier til depotet efter endt hydrolyse.
3. Der er lykkedes at isolere en bakterieart fra Cheminovas renseanlæg, der nedbryder hydrolyseproduktet para-nitrofenol. Denne er en kandidat for reintroduktion i depotet efter endt hydrolyse.
4. Det lykkedes ikke umiddelbart at bevise nedbrydning ved reintroduktion af bakterier i en pudevæske til hydrolyseret og neutraliseret sediment.
5. Anvendelse af almindelige respirationsundersøgelser til belysning af nedbrydning er mindre egnet, da nedbrydningshastigheden er lav i forhold til metodens detektionsgrænse.

Aller resultaterne af forsøgene er beskrevet i udkast til Miljøprojekt nr. xx samt de tilhørende 19 bilag. Rapport og bilag kan findes på www.northpestclean.dk.

KONKLUSIONER

Undervejs i undersøgelsesperioden blev det valgt at fokusere mere på basisk hydrolyse end biologisk nedbrydning. Derfor er man kommet længere med hensyn til belysning af basisk hydrolyse. Projektet har vist, at parathion kan hydrolyseres *in situ* under realistiske feltforhold ved tilsætning af natronlud.

Samlet har undersøgelserne afdækket en lang række faktorer af betydning for oprensning med *in situ* basisk hydrolyse, men det har samtidig vist, at en række yderligere forhold bør belyses, før der er grundlag for projektering af en fuldskala oprensning. Det vigtigste forhold er dokumentation af metodens effektivitet. Andre vigtige emner inkluderer optimering af kon-

takten mellem forureningen og den tilsatte lud samt udførelse af en risikovurdering af en rest-forurening efter oprensning.

Såfremt *in situ* biologisk nedbrydning skal anvendes til efterpolering af en fuldskala oprensning med basisk hydrolyse, er der behov for at arbejde videre på stort set alle fronter, dvs. identifikation af en egnet bakteriekultur, opformering af disse kulturer i laboratoriet samt en feltdemonstration, hvor opformede bakterier udsprede i depotet, med tilsætning af ilt.

PERSPEKTIVERING

Resultaterne af pilotforsøgene med *in situ* basisk hydrolyse er positive, og det vurderes sandsynligt, at teknologien i fremtiden kan anvendes som afværgemetode på Høfde 42. Afværgemetodens effektivitet skal dog dokumenteres, inden beslutning om fuldskala oprensning kan træffes.

"NorthPestClean" – et EU-finansieret projekt

Region Midtjylland har med finansiell støtte fra Miljøstyrelsen og EU-kommissionens LIFE+ program i efteråret 2010 iværksat et 3½ års demonstrationsprojekt "NorthPestClean", som har til formål at dokumentere effektiviteten af *in situ* basisk hydrolyse i stor-skala forsøg, i 3-4 100 m² indspunsede testceller. Forsøgene involverer endvidere afprøvning og sammenligning af en række "contact enhancement" teknologier, som skal testes parallelt i testcellerne. Endvidere har projektet det mål at fastsætte risikovurderingsbaseret stop-kriterier for en eventuel fuldskala oprensning.

NorthPestClean projektet skal danne fundamentet for et politisk beslutningsgrundlag for stillingtagen til fuldskala oprensning af hele Høfde 42 depotet.

Mere information om NorthPestClean projektet findes på projektets hjemmeside www.northpestclean.dk

REFERENCER

- /1/ Technology screening process for remediation of a pesticide-contaminated site. Kiilerich, O., 2007. ATV Møde: Mega Sites - oprensning, regulering og eksport. Schæffergården, 25. april.
- /2/ Forundersøgelser af basisk hydrolyse og biologisk nedbrydning ved Høfde 42. Samlerapport. ALECTIA. Miljøprojekt Nr. xxx 2010 (Udkast).

KVANTIFICERING AF FORURENINGSFLUXE FRA EN GAMMEL LOSSEPLADS TIL OMKRINGLIGGENDE VANDRESSOURCER

Ph.d. studerende Nanna Isbak Thomsen
Ph.d. studerende Nemanja Milosevic
Civilingeniør Monika Balicki
Civilingeniør Mette Christensen
Lektor Peter Bauer-Gottwein
Professor Poul L. Bjerg
DTU Miljø, Danmarks Tekniske Universitet

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUME

Gamle lossepladser kan påvirke grundvandsressourcer og overfladevand. I dette arbejde er der for Risby Losseplads på Sjælland udført en vurdering af forureningsfluxen fra lossepladsen på de omkringliggende vandressourcer på baggrund af historiske data om lossepladsen, geologiske, hydrogeologiske og forureningskemiske data. Metoden kombinerer disse data i en massebalance for vand og udvalgte stoffer (klorid, opløst organisk kulstof) og vil kunne anvendes på andre lossepladser. Kombinationen af data er essentiel, da lossepladser generelt udgør en meget heterogen forureningskilde. I dette tilfælde er lossepladsen samtidig beliggende i en morænelersaflejring, som gør simple metoder til beregning af forureningsfluxe vanskelige.

INDLEDNING

Der findes 12.197 forurenede grunde i Danmark, hvoraf 17 procent er lossepladser (MST, 2010). Mange af disse er placeret i gamle grusgrave og/eller vådområder, og de kan således potentielt påvirke både grundvand og overfladevand. Påvirkningen af grundvandet er velundersøgt, mens der er meget få undersøgelser af påvirkningen af overfladevand fra lossepladsperkolat.

Der findes flere metoder, som kan benyttes til at estimere påvirkningen fra lossepladser på grundvand. Hvilken, der er mest optimal, afgøres ofte på baggrund af vidensniveau og formål (Ejlsvang et al., 1998). Normalt vil der ske en sammenligning af koncentrationen nedstrøms lokaliteten med et givent kvalitetskriterium. Ved gamle lossepladser er der tale om en meget stor og heterogen forureningskilde, så vurderinger baseret på enkeltstående boringer er behæftet med meget stor usikkerhed.

Placering af boringer langs den nedstrøms kant af en losseplads for at identificere områder med høj udsivning af forurening har været anvendt med succes (se fx Bjerg og Kjeldsen, 2010). På baggrund af sådanne data ved lossepladsens kant eller nedstrøms i et grundvandsmagasin, kan der beregnes en forureningsflux, hvis koncentrationsmålinger kombineres med målinger af hydrauliske parametre. Der er udført vurderinger af forureningsfluxe i grundvandsmagasiner ved gamle lossepladser, men det har typisk været i sandmagasiner nedstrøms lossepladsen (Tuxen et al., 2003). I moræneler er det væsentligt vanskeligere, da der er meget betydelige variationer i hydrogeologiske forhold (Harrar et al., 2007).

Fordelen ved at benytte et estimat for forureningsfluxen er, at det giver et mål for den fulde påvirkning på en given receptor i stedet for bare i det punkt, hvor koncentrationerne sammenlignes (Troldborg, 2010). Det er i særdeleshed relevant for at vurdere påvirkningen fra lossepladser på overfladevand. Tidligere studier på lossepladser har fokuseret på at afgrænse processer (Lorah et al., 2009) og udvikle generelle feltmetoder til at kvantificere forureningsflux (Kalbus et al., 2006). Et enkelt studium, Yusof et al. (2009), sammenlignede forureningsfluxen fra en losseplads beliggende ved et vandløb med koncentrationer i vandløbet op og nedstrøms for lossepladsen. De fandt en påvirkning af vandløbet med ammonium, cadmium og mangan.

Formålet med projektet var at udvikle en metode til at kvantificere påvirkningen fra en kompleks forureningskilde som en gammel losseplads på omkringliggende vandressourcer, herunder overfladevand. Konkret er metoden udviklet på Risby Losseplads, som er beliggende i en typisk morænelersaflejring på Sjælland. Det er svært at beregne en forureningsflux på grund af kompliceret strømning og usammenhængende lokale sandlag i en morænelersaf-

lejring. I kombination med en meget heterogen kilde er en beregning alene af den horisontale forureningsflux nedstrøms lossepladsen ikke troværdig. I stedet blev der opsat en massebalance for grundvandssystemet under lossepladsen for klorid og opløst organisk stof (DOC). For at opstille denne blev lossepladsens historie og udvikling kulegravet og kombineret med informationer om geologi, hydrogeologi og forureningskemi. På den baggrund kunne den nuværende påvirkning på de omkringliggende vandressourcer, nemlig Risby Å og det primære grundvandsmagasin i kalk kvantificeres.

RISBY LOSSEPLADS

Denne metode er udviklet på Risby Losseplads beliggende på Sjælland, syd for Ballerup og nordvest for Albertslund. Nord for lossepladsen findes Risby Å (også kaldet Nybølle Å), mod syd og øst er lossepladsen omgivet af skov, og mod nord og vest findes marker og vådområder, se figur 1.

Lossepladsens areal er 55-65.000 m² og volumenet er 5-600.000 m³. Affaldet blev deponeret direkte på overfladen og i den nordlige ende er der muligvis blevet gravet tørv eller grus ned til 5 m. Terrænet omkring Risby losseplads er beliggende i kote ca. 20 [m DVR90] og toppen af lossepladsen ligger i kote 32.5 [m DVR90].

Risby Losseplads var i drift fra 1959-1981 og er en gammel losseplads uden perkolatopsamlingsystem eller membran. Der blev primært deponeret husholdningsaffald, men det er også rapporter om slagter, flyveaske, slam, haveaffald, storskrald, industriaffald og bygningsaffald. Derudover er der muligvis deponeret kemikalieaffald.



Figur 1 Placeringen af Risby Losseplads på lokal skala (til venstre og i midten) og Regional skala (til højre). Grundvandsspejl og grundvandets strømningssretning i det øvre sekundære grundvand og kalkmagasinet er angivet.

MATERIALER OG METODER

De resultater, som præsenteres her, er baseret på følgende metoder: en historisk undersøgelse, undersøgelser af geologi og hydrogeologi, vandprøvetagning og kemiske analyser og opsætning af en massebalance på baggrund af massefluxestimer.

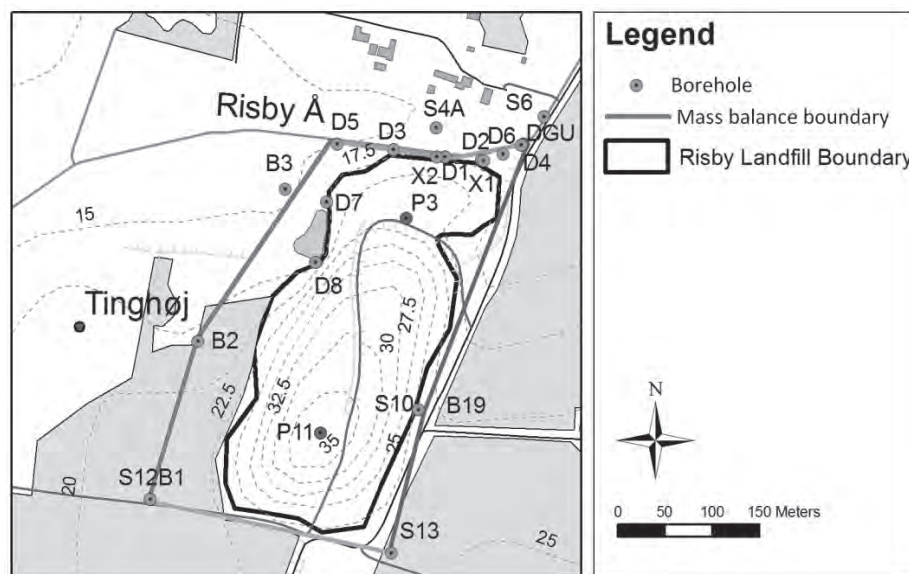
Historisk undersøgelse

Den historiske undersøgelse blev udført på baggrund af eksisterende undersøgelsesrapporter og flyfotos af lossepladsen på forskellige tidspunkter i dens udvikling. Relevante personer blev desuden interviewet. Der var specielt fokus på lossepladsens udvikling, affaldstyper, kemisk data og forholdene i området før lossepladsen blev etableret. Data vedrørende lossepladsens udvikling og forholdene, før den blev etableret, blev organiseret i ArcGIS.

Massebalance

Til denne undersøgelse blev der etableret en massebalance for systemet under Risby Losseplads. Systemgrænserne i massebalancen udgøres i toppen af grænsen mellem affald og muld, i bunden af toppen af kalken, og siderne udgøres af geologiske tværsnit, som følger strategisk placerede borer, se figur 2.

Gennem alle systemgrænserne beregnes en masseflux. I dette tilfælde blev der fokuseret på klorid og opløst organisk stof. De beregnede stoffluxe kan derpå kombineres til en massebalance for de enkelte stoffer.



Figur 2 Placeringen af systemgrænserne for massebalancen ved Risby losseplads.

Placering og design af borer

En forudsætning for at opstille massebalancen er at der er placeret borer langs systemgrænserne. Der fandtes en del egnede borer på Risby Losseplads før denne undersøgelse, og der blev desuden installeret supplerende borer se Balicki & Christensen (2010) og Thomsen (2010). Der var fokus på at indsamle geologisk information, information om potentialeforhold, hydrauliske parametre og kemiske data hovedsageligt langs men også omkring systemgrænserne for massebalancen.

Placering og design af fluxkamre

I december 2009 blev der udført temperaturmålinger i Risby Å. Formålet var at identificere zoner med potentiel grundvands-overfladevandsinteraktion. På baggrund af temperatur målingerne blev der identificeret 3 zoner med forskellig grad af interaktion mellem grundvand og overfladevand. I de 3 zoner blev der installeret 5 fluxkamre, således at alle zoner og hele åstykket nedstrøms for lossepladsen blev repræsenteret. I Balicki & Christensen (2010) og Thomsen (2010) er der information om temperaturmålinger, samt design og installation af fluxkamre.

Prøvetagning og analyser

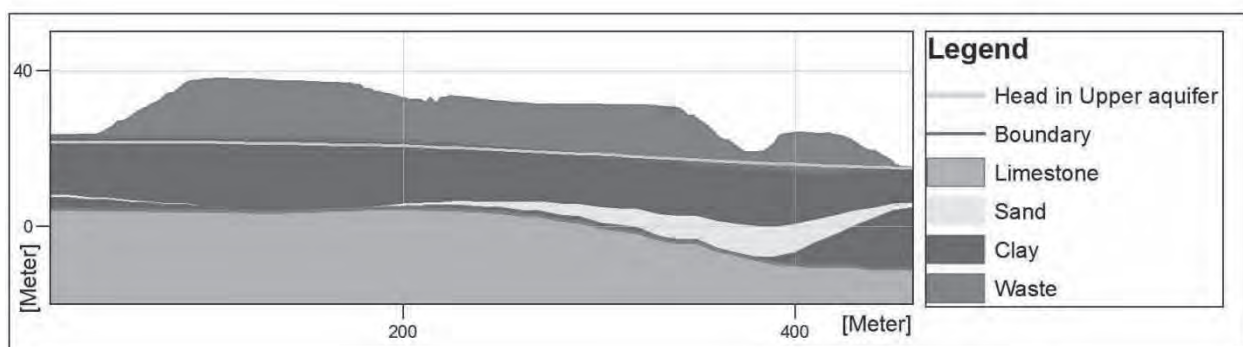
Prøvetagningen af alle borer og fluxkamre blev udført i november – december 2009. Der blev målt temperatur, ilt, elektrisk ledningsevne og pH i felten. Der blev udtaget vandprøver for relevante anioner, kationer og opløst organisk stof. Til vurdering af lossepladsens perkolat blev der desuden taget prøver for BOD5 (biological oxygen demand) og COD (chemical oxygen demand). Prøverne blev analyseret på DTU Miljøs laboratorium, for yderligere information se Thomsen (2010).

RESULTATER OG DISKUSSION

Geologi og hydrogeologi

Den regionale geologi i området omkring Risby Losseplads er domineret af et morænelandskab. De prækvarter lag består af Danien kalk overlejret af kvartære lag, som hovedsageligt består af moræneler og smeltevandssand med en mægtighed på 20-30 meter (Figur 3; Carl Bro, 1988).

Den lokale geologi i den sydlige ende af Risby Losseplads består af ca. 30 meter moræneler med meget få sandlinser. I den nordlige ende findes to gennemgående sandlag med en mægtighed på omkring 5 meter. Det ene ligger direkte på den prækvarter overflade, mens det andet er beliggende ca. 5-10 m. (Balicki & Christensen, 2010).



Figur 3 Geologien på Risby Losseplads.

Der findes ikke en egentlig sammenhængende sekundær akvifer ved Risby Losseplads, men det forventes alligevel, at der er et horisontalt flow mellem de dybereliggende sandlag i nord og syd. Det sekundære grundvand i sandlagene er artesiske. Strømningsretningen er styret af Risby Å og er således nordlig (Figur 1). Den hydrauliske konduktivitet i sandlaget er bestemt

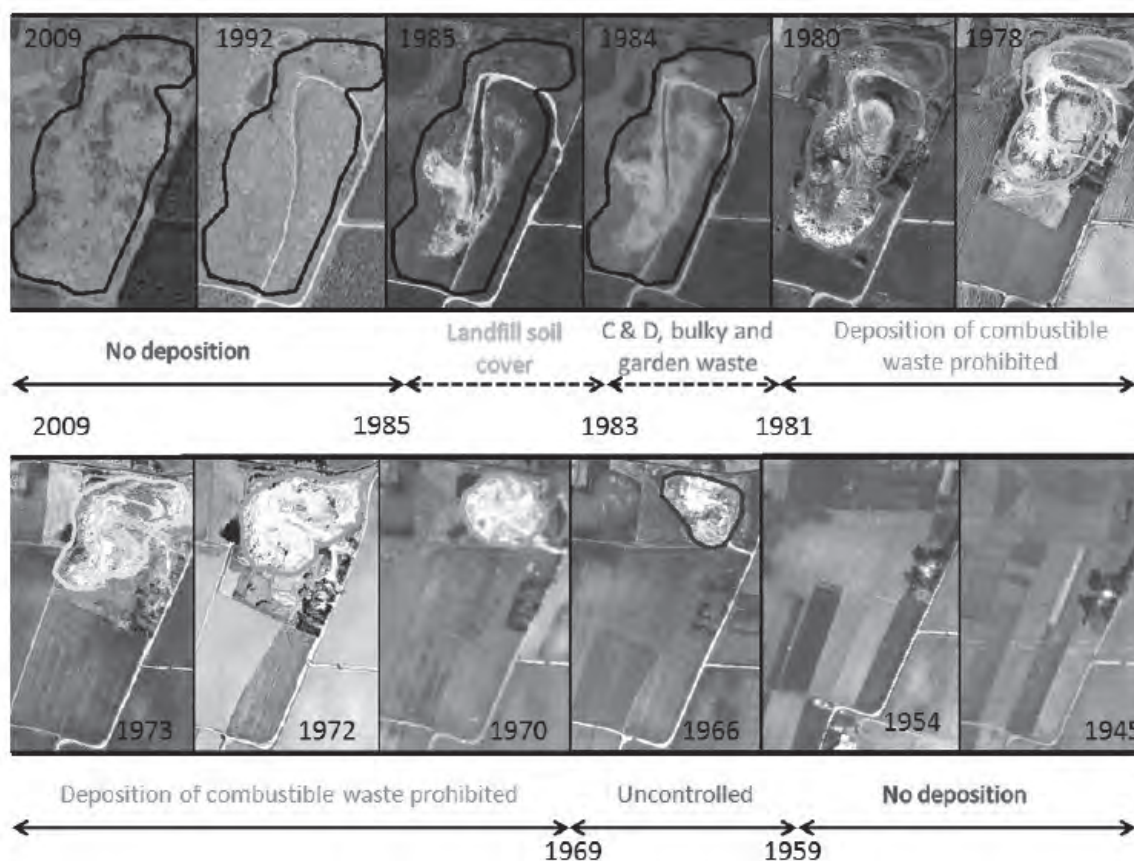
til $1,6 \cdot 10^{-4}$ m/s, og gradienten er omkring 2 procent men varierer en del over området (Balicki & Christensen, 2010; Thomsen, 2010).

Det primære magasin udgøres af Danien kalken, og vandspejlet er spændt. Strømningsretningen er mod syd (Figur 1). Den hydrauliske konduktivitet er $1 \cdot 10^{-4}$ m/s, og potentialet er 1 promille. Der findes en vertikal gradient fra de øvre sandlag til kalken på 4-7 meter i lossepladsens sydlige ende, men mod nord, nærmere ved vandløbet, er det muligt, at gradienten skifter retning til opadrettet. Den hydrauliske ledningsevne for moræneleret er på $2,8 \cdot 10^{-8}$ m/s (Balicki & Christensen, 2010).

Risby å er beliggende nord for lossepladsen. Vandløbet er ca. 1-2 meter bredt og 0-1,5 meter dybt afhængigt af årstiden. Det havde i november 2009 en vandføring på ca. 40 l/s (Rasmussen, 2010).

Historisk undersøgelse

På baggrund af den historiske undersøgelse blev der samlet flyfotos af lossepladsen fra 1945-2009, se Figur 4. Det ses, at den nordlige ende af lossepladsen er ældst, og at størstedelen af affaldet blev deponeret mellem 1972 og 1980.

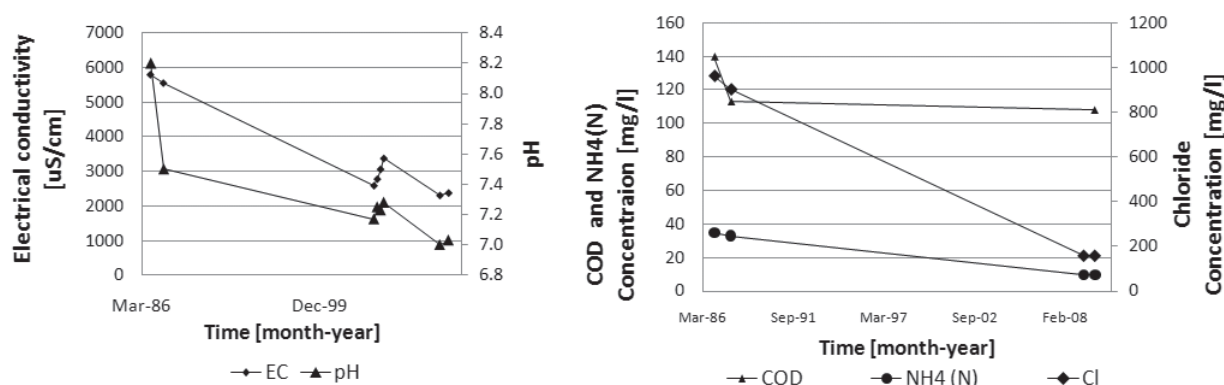


Figur 4 Flyfotos taget af Risby Losseplads i perioden mellem 1945-2009. Tidslinjen viser hvilke afaldstyper, der blev deponeret i hvilke perioder.

I tillæg til flyfotos blev der fra eksisterende undersøgelsesrapporter fundet information vedrørende affaldets sammensætning. Det er således klart, at det mest problematiske affald er deponeret i lossepladsens nordlige ende. Det drejer sig primært om husholdningsaffald, men da der i denne periode ikke blev ført tilsyn med pladsen, kan der også være deponeret kemisk affald. Dette understøttes af notater udleveret fra Albertslund Kommune og eksisterende rapporter.

Perkolat og grundvand

Som supplement til den historiske undersøgelse var perkolatets alder interessant. Der blev udregnet en BOD5 og COD ratio på 0.03-0.06, hvilket er relativt lavt og svarer til, at lossepladsen er i den methanogene fase (Christensen et al., 2001). Baseret på dette vil man forvente, at koncentrationerne i perkolatet har været højere, end de er i dag. Dette understøttes af historiske data, hvor der tydeligt ses faldende koncentrationer over de sidste 25 år for de undersøgte stoffer, se figur 5.



Figur 5 Udviklingen i koncentration for COD, ammonium og klorid og udviklingen i pH og elektrisk ledningsevne for den ældre del af Risby Losseplads. Baseret på feltdata og data fra eksisterende rapporter.

Et udvalg af resultaterne fra nov-dec 2009 feltkampagnen kan ses i Tabel 1, fordelt på dybe boringer til kalken, korte boringer i den kvartære lagserie, perkolatboringer umiddelbart under lossepladsens nedre afgrænsning og fluxkamre. Boringernes placering er vist på Figur 2.

I den primære kalkakvifer ses let forhøjede koncentrationer af typiske indikatorer for lossepladisperkolat i boring 200.628 og P3, se bl.a. klorid og DOC. Disse boringer ligger i området med kontakt mellem det nederste sekundære sandlag og det primære grundvand. Det er således sandsynligt, at påvirkningen skyldes lossepladsen. Der ses ikke forhøjede koncentrationer for natrium, men dette kan skyldes attenueringsprocesser, som kan forsinke gennembruget af natirum.

I de korte boringer ses en helt tydelig perkolatpåvirkning. Påvirkningen er størst i de boringer, der ligger mellem lossepladsen og Risby Å (B3, X1 og X2). I X1 findes der højere koncentrationer end i perkolatet. Dette kan skyldes, at der findes højere koncentrationer i perkolatet i områder, hvor der ikke blev prøvetaget i denne kampagne, eller at perkolatet stammer fra en ældre periode i lossepladsens historie.

Perkolatstyrken i Risby Losseplads er ikke så stærk, som den der rapporteres for lignende lossepladser i Kjeldsen & Christophersen (2001). Kloridkoncentrationen i den sydlige ende af

Risby losseplads (S9 og S11) er imidlertid højere end den, som præsenteres i Kjeldsen & Christophersen (2001). Dette kan skyldes, at indholdet i lossepladsen her hovedsageligt består af bygningsaffald. Kun i ét af fluxkamrerne, nemlig FC3 var sammensætningen i prøverne af en sådan karakter, at det med sikkerhed kunne konkluderes at stamme fra lossepladsen. Koncentrationerne i FC3 er væsentligt lavere end i de nærliggende borer (X1 og X2); dette skyldes formentlig fortynding.

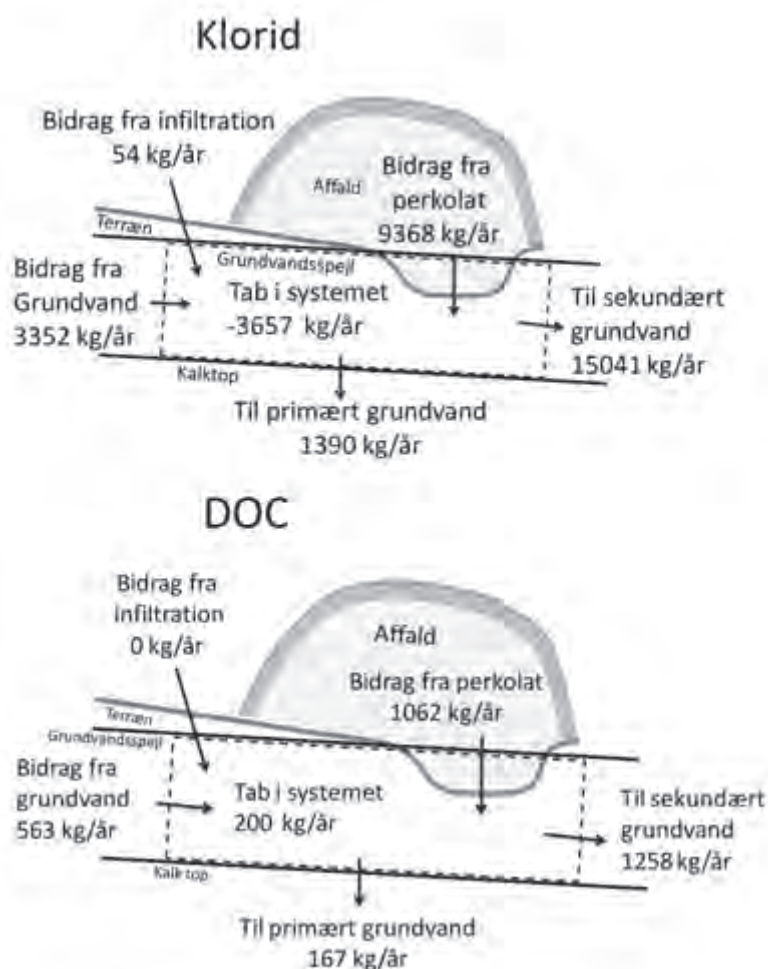
Vandkvaliteten i Risby Å blev undersøgt af Milosevic (2009) parallelt med dette projekt. Den elektriske ledningsevne i å-strækningen nedstrøms Risby Losseplads stiger i visse perioder af året. Desuden er der i enkelte punkter målt meget høje kloridkoncentrationer, hvilket indikerer zoner med højere inflow.

Tabel 1 Et udvalg af resultater fra nov-dec 2009 feltkampagnen fordelt på dybe borer, korte borer, perkolatboringer og fluxkamre. i.a. ikke analyseret. Boringernes placering er vist på Figur 2.

Type	Boring	EC	pH	O ₂	NO ₃ ⁻	Mn ²⁺	Fe ²⁺	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	DOC	TAL	Na ⁺
		µS/cm										
Dybe boringer	B1	439	7.2	0.2	0.3	0.1	2.7	3.5	22	3.0	366	28
	P11	480	7.2	0.3	0.0	0.1	2.8	15	19	2.6	366	24
	B19	453	7.1	0.3	0.2	0.1	4.5	13	22	2.5	351	24
	P3	531	7.2	0.2	0.0	0.1	6.7	32	24	16	335	16
	200.628	724	7.2	0.9	0.3	i.a.	4.7	35	25	3.4	354	14
	S13	479	7.1	0.5	0.4	0.3	0.8	13	17	4.1	488	20
Korte boringer	B2	475	6.6	i.a.	0.2	0.3	1.6	6	48	10	409	26
	B3	1514	6.9	i.a.	0.3	0.2	6.4	18	210	9.1	653	397
	X1	3050	6.9	0.7	1.1	0.4	20.2	2.4	726	67	1626	850
	X2	2410	7.4	i.a.	0.2	0.2	3.0	0.2	324	40	1882	606
	B4	2390	7.0	0.3	0.0	0.4	14	23	181	22	1525	719
	S7	1295	7.4	i.a.	0.7	0.4	25	57	210	25	747	316
Perkolat boringer	S9	2660	7.1	i.a.	0.5	10.5	41	14	519	72	1415	340
	S11	2470	7.2	i.a.	0.2	4.8	45	42	532	47	1281	450
Flux	FC1	640	7.5	i.a.	1	1.7	29	47	78	25	500	114
Kamre	FC2	340	8.2	i.a.	0.5	0.5	3.1	11	43	8	323	65
	FC3	975	6.9	i.a.	1.0	0.1	1.4	4.1	209	28	823	197

Massebalance

På baggrund af koncentrationerne præsenteret i tabel 1 og de hydrogeologiske parametre præsenteret tidligere, blev der beregnet massefluxe gennem alle systemgrænserne, hvorpå der kunne opstilles en massebalance. Massebalancen blev opstillet for klorid og DOC, resultatet kan ses på figur 6.



Figur 6 Massebalancer for klorid og DOC for Risby Losseplads. På figuren ses en skematisk tegning af et tværsnit af lossepladsen og det underliggende grundvandssystem. Pilene repræsenterer massefluxe gennem systemgrænserne (de stiplede linjer).

Lossepladsen bidrager med knap 10 ton klorid pr. år til det underliggende system. Det er det største bidrag til massebalancen og ca. 3 gange højere end fluxen fra baggrundskoncentrationen. Den samlede flux af klorid ud af systemet er større end fluxen ind. Dette kan enten skyldes usikkerheder på beregningerne, at prøvetagningen ikke repræsenterer maksimum koncentrationer i kilden, eller at systemet ikke er i ligevægt. Det sidste understøttes af, at der tidligere er fundet væsentligt højere kloridkoncentrationer i perkolatet end i denne undersøg-

else. Det er således muligt, at fluxene ud af systemet repræsenterer ældre perkolat end fluxene ind.

Lossepladsen bidrager med ca. 1 ton DOC pr. år til det underliggende system, hvilket er dobbelt så meget som baggrundskoncentrationen. Den samlede flux ud af systemet er mindre end fluxen ind, hvilket kan skyldes usikkerheder eller processer som nedbrydning og sorption.

Generelt er der rimelig stor usikkerhed på tallene på figur 6, specielt fluxen til det primære grundvand er behæftet med stor usikkerhed. Med hensyn til den generelle usikkerhed på fluksene forholder det sig således proportionerne og størrelsesordnerne formodentligt er korrekte. Men at tallene, som de er givet på figur 6, skal betragtes med en sund skepsis.

Grundvand/overfladevands-interaktion

Der blev beregnet en masseflux af klorid til Risby Å på 1688 kg/år for den strækning af åen som ligger nedstrøms Risby Losseplads. Heraf stammede 31 kg/år fra fluxkammer 3 og hermed primært fra Risby Losseplads. Dette svarer til ca. 0,3 procent af den samlede flux fra lossepladsen. Fluxen af DOC til Risby Å blev beregnet til 535 kg/år for strækningen nedstrøms lossepladsen. Heraf udgjorde 4 kg/år den flux, som med sikkerhed kunne tilskrives lossepladsen, dette svarer til ca. 0,4 procent af den samlede flux fra Risby Losseplads.

Det er sandsynligt, at der for den resterende del af fluksen, dvs. den som ikke stammer fra fluxkammer 3, er tale om en blanding af perkolat og rent grundvand. Den del af fluxen, som kunne dokumenteres at stamme fra lossepladsen repræsenterer således et minimum.

KONKLUSION

Projektet viser, at man ved relativt simple beregninger og feltundersøgelser kan kvantificere interaktionen mellem Risby losseplads og de nærliggende ressourcer; nemlig Risby Å og det primære grundvand.

Den samlede årlige udsivning af klorid til kalkmagasinet blev opgjort til 1,3 ton. Dette resulterede i en mulig påvirkning af magasinet i form af øgede koncentrationer under lossepladsen.

Massefluxen af klorid til åen svarede til 0,3 procent af den samlede forureningsflux fra lossepladsen på ca. 9,4 ton/år. På trods af den lille andel giver udsivningen af uorganiske stoffer og anaerobt grundvand fra lossepladsen i visse årstider en tydelig forringelse af den kemiske kvalitet i åen.

Den ophobning, der findes i systemet, afspejler muligvis, at det ikke er ligevægt i systemet. Dette argument understøttes af de historiske kloridkoncentrationer, men kan også relateres til usikkerheder i vandbalancen og stofkoncentrationer.

Samlet set giver den metode, som her foreslås, et solidt grundlag for at kvantificere påvirkninger fra en losseplads på de omkringliggende vandressourcer. Resultaterne viser, hvilke fordele der kan opnås ved at integrere forskellige metoder for at kunne beskrive et komplekst system.

I dette studie fokuserede vi på data, som blev samlet i efteråret 2009. Det ville være yderst relevant at undersøge, hvilken effekt tidsmæssige ændringer har. Desuden arbejdes der i øjeblikket med at kvantificere udsivningen og påvirkningen af vandløbet i et område tæt ved

FC3 for både perkolatparametre, relevante pesticider og andre miljøfremmede organiske stoffer.

TAK

Undersøgelserne i denne artikel er en del af forskningsprojektet Riskpoint, som er støttet af det Strategiske Forskningsråd. Region Hovedstaden og kommunerne i området omkring Risby Losseplads takkes for adgang til data og hjælp med at finde historiske flyfotos.

REFERENCER

Balicki, M. & Christensen M. (2010), Hydrogeological Characterization and Numerical Modeling of Groundwater-Surface Water Interaction at Risby Landfill , MSc Thesis, DTU Environment, Technical University of Denmark.

Bjerg, P.L. & Kjeldsen, P. (2010): Grindsted gamle losseplads – en sammenfatning af DTU's forskningsresultater. Institut for Vand og Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet & Region Syddanmark, Kgs. Lyngby.

Carl Bro (1988) Afsluttende fase 2 – undersøgelser på Risby Losseplads. Københavns Amtskommune.

Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Jensen, D.L., Christensen, J.B., Baun, A., Albrechtsen, H.J., & Heron, G. (2001), Review: Biogeochemistry of landfill leachate plumes. Department of Environmental Science and Engineering - DTU, Applied Geochemistry 16, pp. 659-718.

Ejlskov, P., Bjerg, P.L. & Kjeldsen, P. (1998): Grundvandsundersøgelser ved fyld- og lossepladser. Håndbog. Amternes Videncenter for Jordforurening, København, Teknik & Administration Nr. 3 1998. pp. 1-123.

Harrar, W. G., Murdoch, L. C., Nilsson, B. & Klint, K. E. S. (2007), Field characterization of vertical bromide transport in a fractured glacial till , Hydrogeology Journal 15, pp. 1473-1488.

Kalbus, E., Reinsdorf, F. & Schirmer, M. (2006) Measuring methods for groundwater surface water interactions: a review, Hydrology and Earth System Sciences, Vol. 10, pp 874-887.

Kjeldsen, P & Christophersen, M. (2001), Composition of leachate from old landfills in Denmark. Waste Management & Research 19, pp 249-256.

Lorah, M.M, Cozzarelli, I. M. & Böhlke, J. K. (2009), Biogeochemistry at a wetland sediment-alluvial aquifer interface in a landfill leachate plume, US Geological Survey. Journal of Contaminant Hydrology. Vol 105, no 3-4, p. 99-117.

Milosevic, N. (2010) Ph.D. student, DTU Miljø.

MST (2010), Redegørelse om Jordforurening 2008, Depotrådet, Miljøstyrelsen, Miljøministeriet.

Rasmussen, J. (2010). Ph.D. student, The National Environmental Research Institute, DMU, Århus University.

Thomsen, N. I. (2010). Quantification of landfill leachate fluxes into a groundwater surface water system. MSc Thesis, DTU Environment, Technical University of Denmark.

Troldborg, M. (2010) Risk assessment models and uncertainty estimation of groundwater contamination from point sources. PhD thesis, DTU Environment.

Tuxen, N., Ejlskov, P., Albrechtsen, H.-J., Reitzel, L. A., Pedersen, J. K., and Bjerg, P. L., 2003. Application of natural attenuation to ground water contaminated by phenoxy acid herbicides at an old landfill (Sjølund, Denmark). *Groundwater Monitoring and Remediation*, 23, (4), 48-58.

Yusof, N., Haraguchi, A., Hassan, M. A., Othman, M. R., Wakisaka, M., and Shirai, Y., 2009. Measuring organic carbon, nutrients and heavy metals in rivers receiving leachate from controlled and uncontrolled municipal solid waste (MSW) landfills. *Waste Management*. 29 (10), 2666-2680.

PRAKTISK ANVENDELSE AF KOBLEDE MÆTTEDE OG UMÆTTEDE STRØMNINGSMODELLER TIL RISIKOVURDERING

Ingeniør, ph.d. Thomas D. Krom
Cand.scient., naturgeograf Jacob Skødt Jensen
NIRAS A/S

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

Grundvandsforureninger, hvor kilden ligger langt over grundvandsspejlet, stiller store krav til risikovurdering dels på grund af de langsomme og ikke lineære processer, som styrer stoftransporten ned mod grundvandsspejlet. Beregningsværktøjer, som er egnet til at beskrive processerne, er normalt beregnings- og opsætningskrævende. Vi foreslår derfor, at modeller for umættet og mættet stoftransport på lille skala kobles med 3D hydrogeologiske modelleringsværktøjer på større skala.

Denne kombination fremmer forståelsen for problemets omfang samt muliggør en udnyttelse af datagrundlaget på lokal skala. I projektforsøget har anvendelse af 3D visualiseringer været særdeles nyttige i forbindelse med revideringer af de geologiske og hydrologiske modeller. Et dynamisk link mellem ModflowSurfact og Modflow-MT3D gør det smidigere at udføre dynamiske scenarier over lange simuleringsperioder.

INDLEDNING

Grundvandsforureninger er ofte forårsaget af forureningskilder, som ligger langt over grundvandsspejlet, hvilket vanskeliggør en vurdering af effektiviteten af evt. afværgeforanstaltninger. I forbindelse med en risikovurdering er der en række spørgsmål, som skal afklares:

1. Hvor lang tid går der, før man ser en effekt af en afværgeforanstaltning?
2. Har den planlagte afværgeaktivitet en betydningsfuld effekt?
3. Hvad er konsekvenserne, hvis man ikke foretager noget?

Når en forureningskilde ligger under grundvandsspejlet (mættet forhold), kan man anvende stoftransportmodeller såsom Modflow /1/ og MT3D /2/ m.fl. som redskaber til at belyse spørgsmålene. Da disse modeller ikke kan anvendes for umættede forhold, skal andre værktøjer tages i brug. Der er en bred vifte af værktøjer (FeFlow, ModflowSurfact, Tough2, Hydrus, m.fl.), som kan simulere stoftransport over grundvandsspejl, og problemstillingen er at opbygge en metodologi, som kan:

- a. Tage hensyn til alle signifikante processer i vand, gas og jordfasen
- b. Løse problemet inden for en fornuftig tidshorisont
- c. Integreres i de andre værktøjer (GIS, geologiske modeller) og metoder, som anvendes

Vi præsenterer en metodologi, som kan anvendes for at finde svar på de 3 spørgsmål samt tilfredsstille de operative krav a – c. Metodologien baseres på en integration af 3 redskaber: et hydrogeologisk modelleringsværktøj (Leapfrog Hydro /3/), Modflow-MT3D og Modflow-Surfact /4/.

Kernen i metodologien er, at Modflow-MT3D og ModflowSurfact har samme grundstamme, så det er relativt nemt at overføre resultater fra det ene til den anden, samt at de i højere grad kan deles om nogle input. Man kan argumentere, at en dekobling af det umættede og det mættede system er u hensigtsmæssig m.h.t. massebevarelse. Men ModflowSurfact kan faktisk regne under såvel som over grundvandsspejlet, så det er muligt at sammenligne resultater nær kilden for at sikre, at der er overensstemmelse. Ved at anvende Modflow til regionale konsekvensvurderinger slipper man for de lange beregningstider, der er forbundet med umættede strømningsmodeller.

Da der efterhånden eksisterer geologiske modeller for store dele af landet og især for OSD-områder, er der et omfattende datagrundlag til risikovurdering af forureninger på drikkevandsforsyninger ved den anvendte metodologi. Det er også forholdsvis hurtigt at redigere de eksisterende (primært regionale) geologiske modeller til detaljemodeller v.h.a. moderne 3D geologiske værktøjer (her Leapfrog Hydro).

FORMÅL

Formålet med denne præsentation er at fremlægge en ny smidig fremgangsmetode for risikovurdering af forureninger, som opstår langt over grundvandsspejlet. Metoden anvender eksisterende geologiske modeller, som bliver "opdateret" til detaljemodeller ved supplerende oplysninger fra tidligere forureningsundersøgelser samt data fra Jupiter og Gerda. Detaljemodellen danner basis for opstilling af 2 modeller, som er flettet sammen:

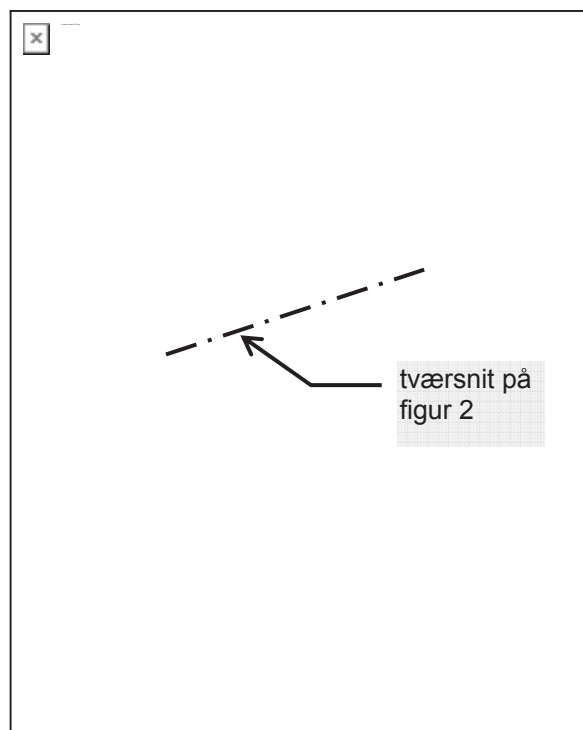
1. En kildestyrkemodel for den umættede zone til beregning af forureningsspredning fra terrænoverflade til bunden af det øverste sekundære grundvandsmagasin (Modflow-Surfact), samt
2. En grundvandsmodel dækkende en del af OSD-området til beregning af forurenings-spredning fra grundvandsspejl til bunden af grundvandsinteresse (Modflow-MT3D).

METODE

Fremgangsmåden for opsætning af model for hhv. umættet og mættet zone er at importere borer, geofysik, eksisterende geologiske modeller, forureningskoncentrationer, grundvandsspejl mv. ind i et geologisk modelleringsværktøj. I dette værktøj opstilles der en hydrogeologisk konceptuel model, som overføres til beregningsnettene (mesh/grid) for de 2 modeller.

En stor gevinst ved denne fremgangsmåde er, at der udarbejdes en fælles platform for dataanalyse, modelopstilling og kontrol af resultater. I nærværende arbejde anvendes 3D modellingsystemet Leapfrog Hydro.

Modellerne opstilles, så beregningsnettene passer sammen: et fintmasket net for modellen for den umættede zone (beregnes med Modflow-Surfact) og et grovere net for den mættede model (beregnes med Modflow og MT3D). For begge modeller består randbetingelser af en blanding af geografiske data, oplysning fra potentialekortene, samt resultater fra regionale grundvandsmodeller for området. Begge modeller kalibreres, hvorefter resultater fra



Figur 1. Placering af modeller, konstateret forurening, foreslået kildeplads, tværsnit samt beregnede potentiale (grundvandsspejl).

modellen for umættet zone overføres som en dynamisk randbetingelse til modellen for den mættede zone. Under kalibrering holdes mættede strømningsparametre ens for de 2 modeller.

CASE STUDY

Baggrunden for denne risikovurdering er, at en losseplads ved Vellev i Midtjylland har forårsaget en forurening med PCE i jordens umættede og mættede zone. Lossepladsen ligger i et OSD-område, og kilden ligger terrænnært over en umættet zone på over 20 meter (figur 1). Forureningen har spredt sig både over og under grundvandsspejlet. Derfor er der igangsat undersøgelser for at belyse risikoen til forslået kildepladser fra forureningen ved Vellev samt for at vurdere konsekvenserne af en eventuel fjernelse af forureningskilden (afværge). Dette skal ses i lyset af, at forureningen ligger i et OSD-område.

Aktiviteter omfatter revidering af lagflader fra MC Århus, lavet i forbindelse med OSD-kortlægning, da disse skulle tilpasses lokale boringsoplysninger. Det var især lerdæklag og bunden af magasin 1, som var fejlbehæftet. Dog er det et åbent spørgsmål, om disse uoverensstemmelser har betydning i en regional grundvandsmodel, hvor den tidligere er anvendt i miljøcenterets arbejde. Baseret på den reviderede geologiske model er der oprettet 2 modeller, hvor beregningsnettene passer sammen: Et fintmasket net (10 meter) for modellen for den umættede zone (beregnes med Modflow-Surfact) og et grovere net (30 meter) for modellen for den mættede zone (beregnes med Modflow og MT3D).

For begge modeller består randbetingelser af en blanding af geografiske data, MC Århus' nye potentialekort for området samt resultater fra den eksisterende regionalmodel. Modellerne kalibreres, hvorefter resultater fra den umættede model overføres til modellen for den mættede zone.

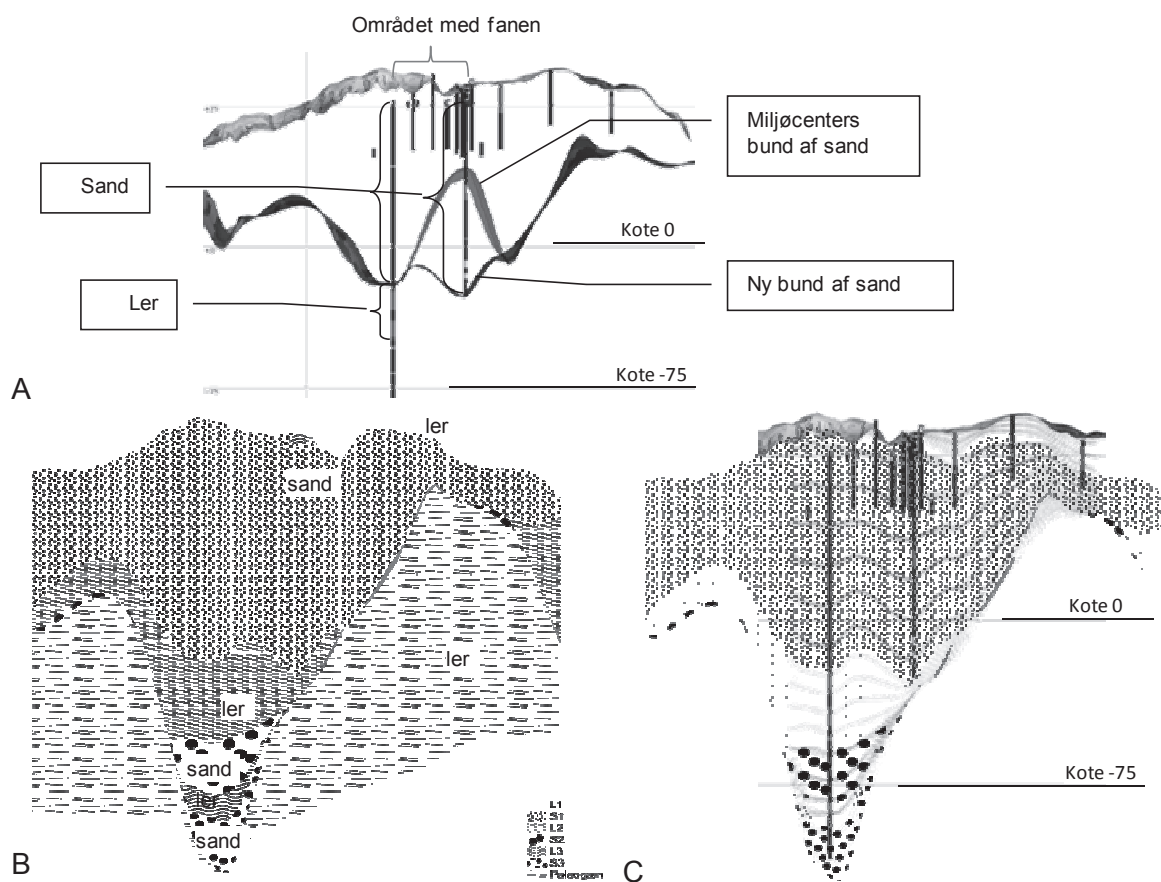
Den geologiske model

Boringer og boringsoplysning (lagfølge, filterplacering, m.m.) er indhentet fra JupiterXL, samt fra forureningsundersøgelser udført for Region Midtjylland, geofysiske data er indhentet fra Gerda. Miljøcenter Århus leverede lagflader fra den nye geologiske model for Hadstens kortlægningsområde. Endvidere var den ældre grundvandsmodel fra Viborg Amt indlæst i den geologisk modellerings værktøj. Umiddelbart var det konstateret, at lerdæklag og magasin 1 ikke passede helt sammen med nogle af boringsoplysningerne. Lagene var korrigerede ved, at bunden af magasin 1 var "skubbet" ned for at respektere boringsdata. Herudover var de eksisterende lerlag justeret i forhold til lokale boringsbeskrivelser.

Figur 2 viser et eksempel på ændring af den geologiske model og opstilling af den numeriske Modflow model for den geologiske model. Modflow modellen har 19 beregningslag.

Modflow-Surfact er opstillet som en voxel model med 24 lag for det øvre sand magasin (S1) og lerdæklaget.

Modellerne er opstillet, således at Modflow-Surfact leverer dynamiske koncentrationer til MT3D. Nettonedbør er det samme i begge modeller.



Figur 2. Eksempel af ændring den geologiske model, a) viser at den eksisterende sandbund for magasin 1 er forhøje samt den nye bund., B) den opdaterede rumlig geologiske model på den samme tværsnit og C) den geologiske model sammen med Modflow grid midpunkter. Tværsnittets placering fremgår af figur 1.

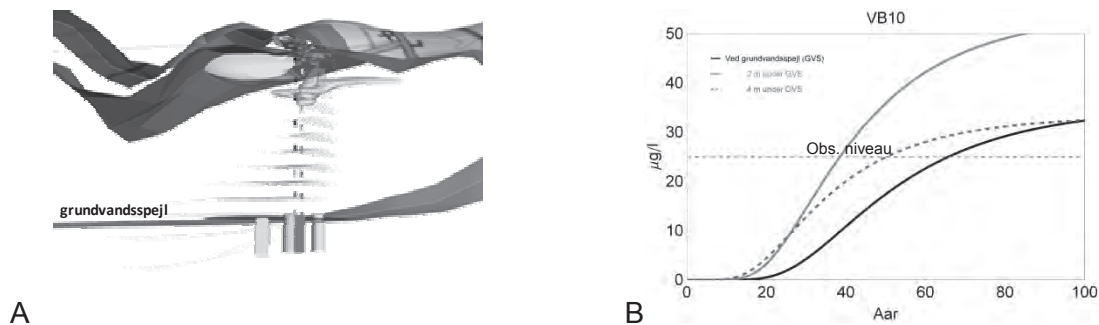
Modelkalibrering

Modellerne er kalibreret manuelt. M.h.t. Modflow-Surfact var der ikke tilstrækkelige data til en unik kalibrering af parametrene for umættet zone, hvorfor modellen til dels er kalibreret kvalitativt. Det er under kalibreringen tilstræbt, at mættet strømningsparameter er ens i de to modeller.

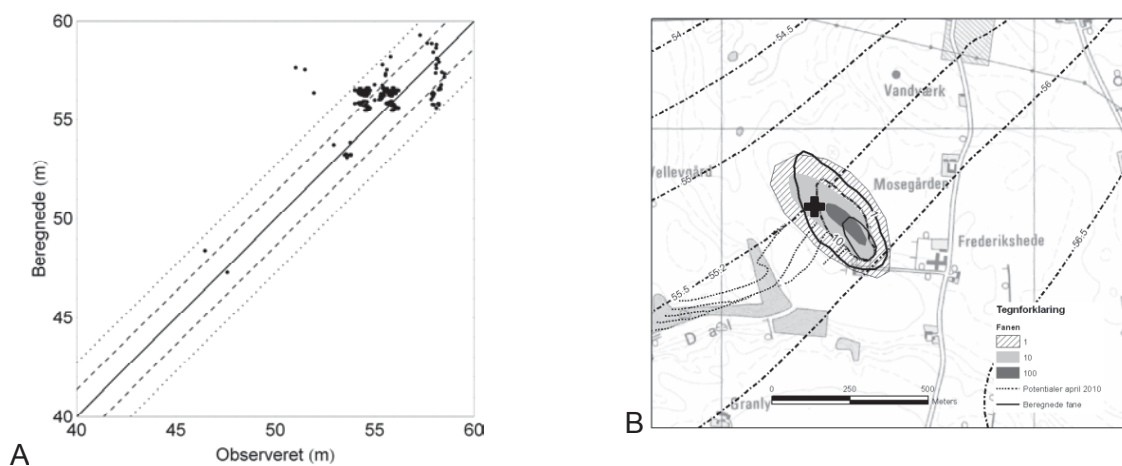
Kalibreringsresultater for ModflowSurfact fremgår af figur 3. Kalibrerings resultat er god i forhold til datagrundlaget. Et problem som er typisk i forurenings problemstillinger, er uvished om kildens historik. Modellen er dynamisk, men den tidlige diskretisering er 1 mdr. De fleste feltdata er indsamlet over en relativ kort periode i forhold til de 40 år, modellen kører under kalibrering.

Resultater for kalibrering af Modflow-MT3D fremgår af figur 4. Modellen er kalibreret dynamisk for både potentialer og koncentrationer, dog er koncentrationsdata fra en relativ kort periode i forhold til potentiale data. Figur 4.A viser, at potentialerne er velkalibreret. Figur 4.B viser den simulerede fane og den observerede fane. Bemærk at man ikke kender til kildens

nøjagtige startpunkt og udvikling de første mange år. Kildestyrken under kalibrering kommer fra ModflowSurface.



Figur 3. Kalibreringsresultater: A) viser et tværsnit langs fanen den simulerede koncentrationer vises som prikker og observerede fane i den umættede zone vises som cylinder grundvandsspejlet er den nedre flade; B) er en gennembrudskurve fra ModflowSurface (horisontal linje er observerede konc. efter 30-40 år) boringen fremgår af figur 4.



Figur 4. Kalibreringsresultater: A) er potentialerne for Modflow (båndene er ± 1 og ± 2 standardafvigelse af observationer), B) viser MT3D simuleret og observerede faner kontur er 1, 10 og 100 $\mu\text{g/l}$. \oplus viser boring VB10 hvis gennembrudskurver vises på figurer 7 og 8.

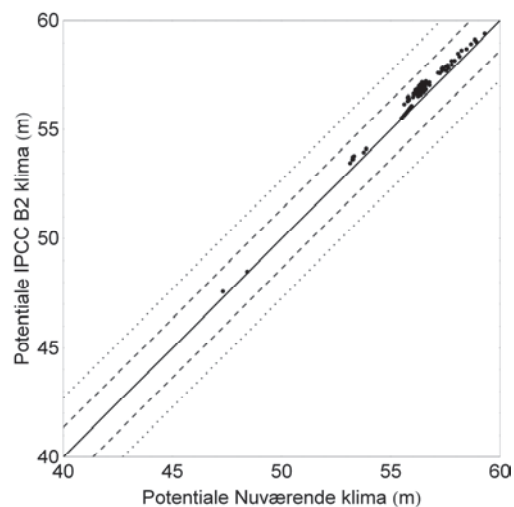
Scenarier

Modellerne er kørt for en række scenarier til belysning af risiko for eventuelle indvindinger i OSD området, effekt af afværgetiltag samt påvirkning af klimaændringer (IPCC B2-scenariet). Modflow Surface er kørt for 100 år og Modflow-MT3D er kørt for 200 år.

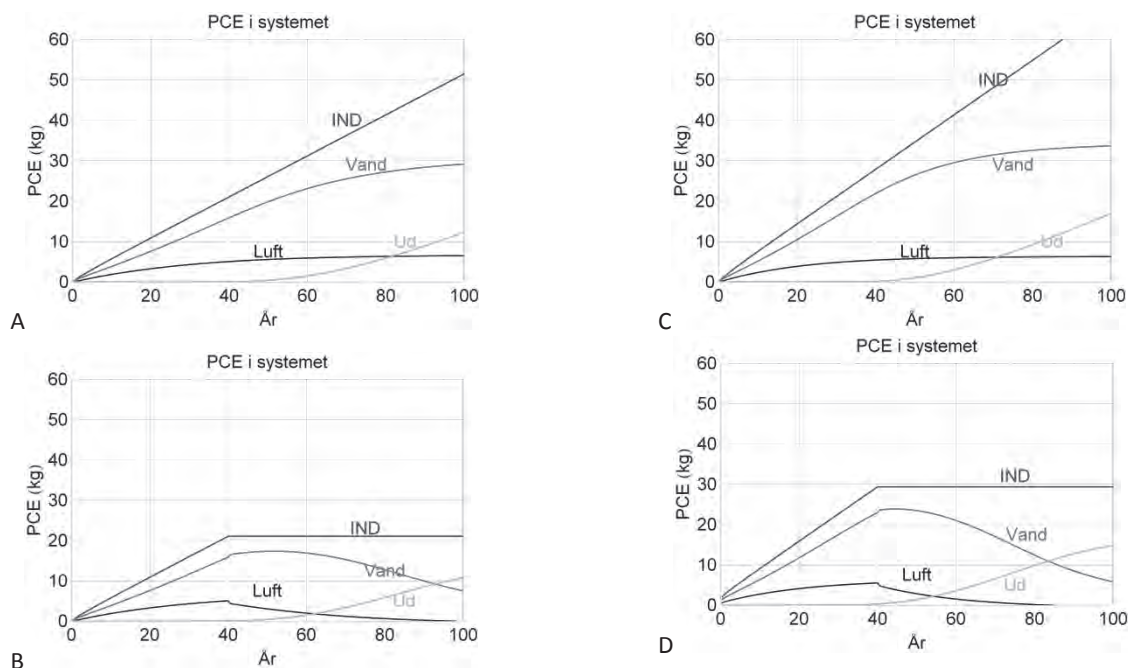
Figur 5 viser, at grundvandsstand stiger i modellen under IPCC B2 klimaforhold i Modflow-MT3D modelkørsler. Dog er denne stigning mindre end de variationer, der er set i observationerne (± 1 og ± 2 standardafvigelser for observationer ses som henholdsvis stiplet og prikket linje på figur 5).

Modflow Surfact er anvendt som kildemodell for alle scenarier, evt. indvindinger har ingen betydning for Modflow Surfact resultater. Figur 6 viser scenarieresultater i form af massefordeling for 4 scenarier, hvor figur 7 viser gennembrudskurver for de samme scenarier. Det bør noteres, at til trods for en øget udvaskning af PCE koncentrationer ikke er forhøjet under B2 klima forhold, så stiger mængden af vand, og gennemstrømning er lidt højere (grundvandspejl stiger).

Det er interessant at bemærke på figur 6, at poreluft delen af fanen opnår en ligevægt til trods for en stigende mængde stof i systemet (6.A og 6.B). Under afværgescenarier overføres PCE i poreluften til vandfasen (figur 6.C og 6D).

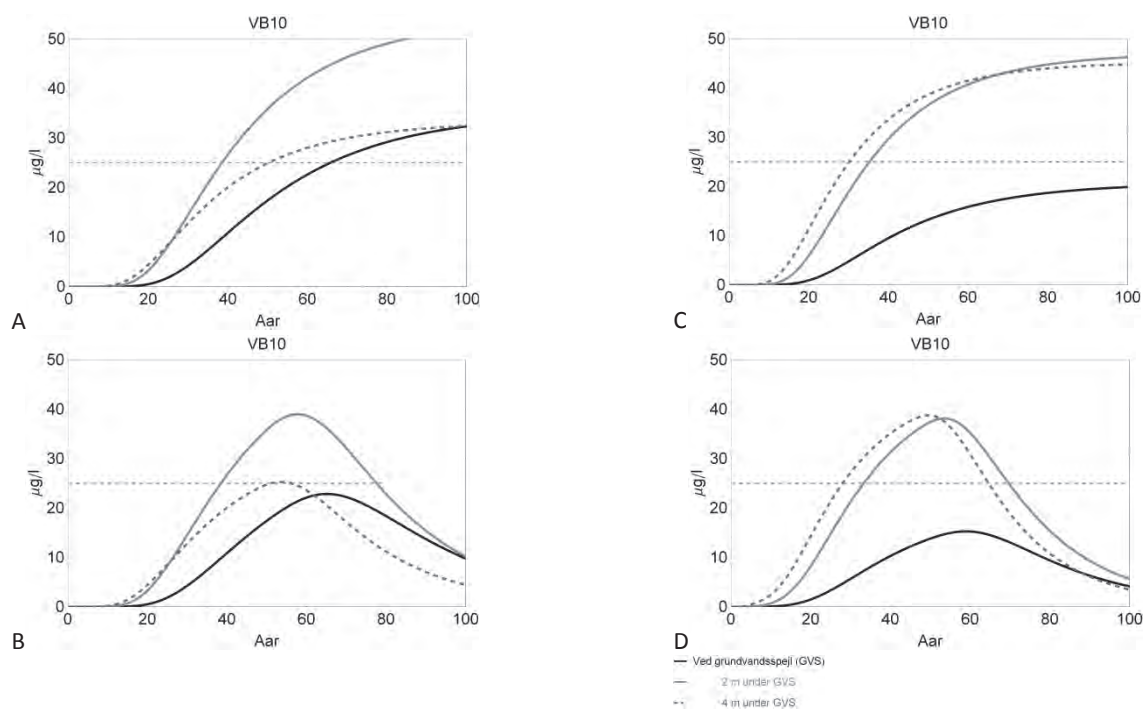


Figur 5. Klima effekt på grundvandsspejl i Modflow-MT3D model.



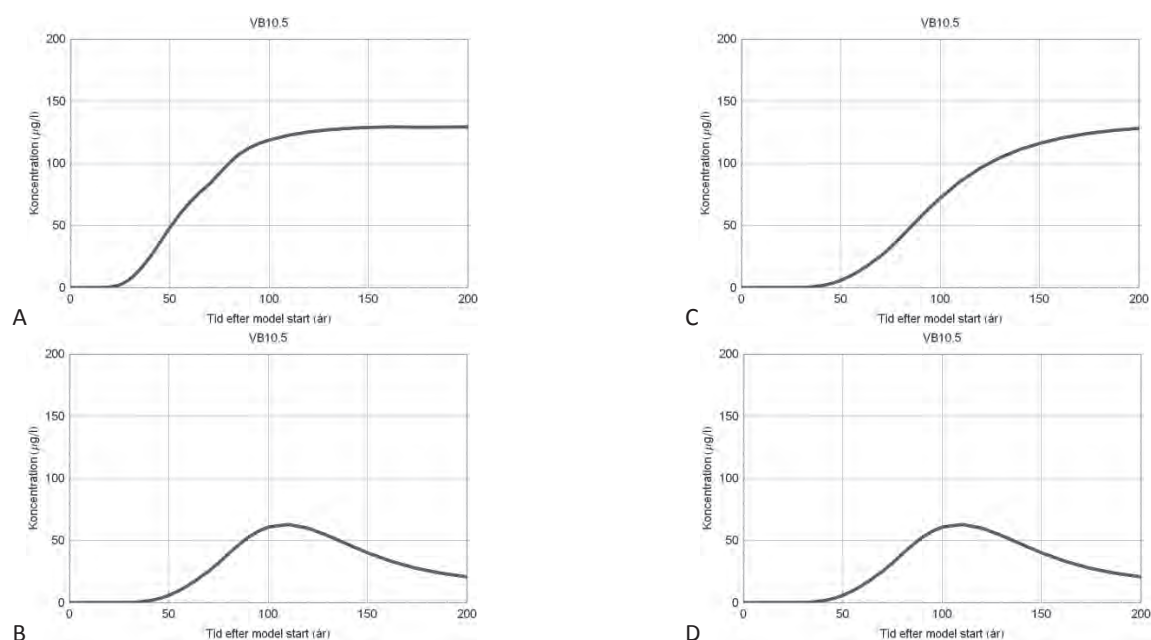
Figur 6. PCE massefordeling for 4 umættet scenarier: A nuværende klima, B nuværende klima med afværge, C B2-klima uden afværge, og D B2-klima med afværge.

Figur 7.C sammenlignet med 7.A viser, at den øgede mængde stof i magasinet resulterer i en lidt (maks. 2 meter) tykkere fane. Endvidere viser figur 7, at man ret nøjagtigt kan vurdere fanens tykkelse lige over og under grundvandsspejlet (se også figur 3.A).



Figur 7. PCE gennembrudskurver ved boring VB10 for 4 umættede scenarier: A nuværende klima, B nuværende klima med afværge, C B2-klima uden afværge, og D B2-klima med afværge

Ligeledes er der udført scenarieberegninger med Modflow-MT3D. Resultaterne viser, at til trods for den øgede mængde stof i modellen, så stiger koncentrationerne ikke (figur 8). Dog kan man se en ændret form i gennembrudskurven (figur 8.A versus figur 8.C). Effekten af afværgetiltag ser ud til at være nogenlunde ens. Den øgede stofmængde øger ikke risikoen for en evt. indvindingsboring i OSD området.



Figur 8. Gennembrudskurver ved boring VB10 for: nuværende forhold uden (A) og med afværge (B) samt med B2 klima (C) og B2 med afværge (D). ("5" i titlen angiver modellag)

Resultater

2 modeller er opstillet og kalibreret. Modellerne er koblet sammen for overførelse af udvasket stofmængde fra ModflowSurfact til Modflow-MT3D. Simuleringer viser, at der under IPCC B2 klima kan forekomme en øget udvaskning af stoffer til miljøet, øgede vandmængder resulterer dog i en øget fortynding af stoffer. I nærværende tilfælde har et afværgetiltag ingen betydning for risikoen for en evt. indvindingsboring i OSD området, da fanen ikke kommer i nærheden af boringen i nogen scenarie.

KONKLUSION OG PERSPEKTIVERING

Arbejdet viser, at det er muligt med moderne teknikker relativt hurtigt/billigt at opstille komplekse modeller til vurdering af forureningsproblemer. Det er samtidig erfaret, at overførsel af kildestyrke fra den ene model til den anden stadig er noget mere besværligt, end det bør være. Udvikling af værktøj til overførslen af kildestyrke fra Modflow Surfact til Modflow-MT3D resulterede i et smidigt værktøj/system.

Kombinationen af modeller for umættet/mættet zone sammen med 3D visualiseringsværktøjer er et godt redskab for at fremme forståelsen for et kompleks problems omfang samt det datagrundlag, som ligger til grund for vurdering af problemets omfang. Anvendelse af 3D visualiseringer har været særdeles nyttige i forbindelse med den løbende revidering af de geologiske og de hydrologiske modeller. Da der efterhånden eksisterer geologiske modeller for store dele af landet og især for OSD-områder, er der et omfattende datagrundlag til risikovurdering af forureninger på drikkevandsforsyninger ved den anvendte metodologi. Det er også forholdsvis hurtigt at redigere de eksisterende (primært regionale) geologiske modeller til detaljemodeller ved hjælp af moderne 3D geologiske værktøjer (her Leapfrog Hydro).

Fordelen ved kobling af ModflowSurfact og Modflow-MT3D er en forbedret risikovurdering under dynamiske forhold, hvor kilden ligger langt over grundvandsspejlet.

Umættede parametre er normalt ikke tilgængelige for andet end landbrugsjordarter, men med indsamling af jordprøver og udførelse af sigteanalyse kan man med tiden opbygge en data- og vidensbase over danske bjergarter. Endvidere er kornkurver ret billige sted specifikke data at indsamle, og som vil væsentlig forbedre risikovurdering. Der er mange metoder til at konvertere sigteanalyse data til umættede strømningsparametre. Sigteanalyser er relativt billige i forhold til udførelse af retentionsundersøgelser. Feltmålinger af vandindhold er noget mere besværlige, dog installerer landbruget i udlandet ofte neutronsonde systemer som en del af overvågningen for kunstvanding.

REFERENCER

- /1/ MODFLOW-2000, the U.S. Geological Survey modular ground-water model -- User guide to modularization concepts and the Ground-Water Flow Process: U.S. Geological Survey Open-File Report 00-92., Harbaugh, A.W., et al. 2000, United States Geological Survey, Reston, Virginia USA
- /2/ MT3DMS: A Modular Three-Dimensional Multispecies Transport Model for Simulation of Advection, Dispersion, and Chemical Reactions of Contaminants in Groundwater Systems; Documentation and User's Guide. Zheng, Chunmiao og Wang, P. Patrick, 1999, Vicksburg, MS, USA, US Army Corp of Engineers
- /3/ <http://www.leapfroghydro.com>, Aranz Geo Ltd. Leapfrog Hydro. 2010, [Online]
- /4/ Modflow-Surfact Software (Version 3.0). Hydrogeologic, INC. 1996, Hydrogeologic Reston, Virginia USA

RISIKOVURDERING PÅ OPLANDSSKALA – EKSEMPEL FRA BRØNDBY KOMMUNE

Civilingeniør, ph.d. Liselotte Clausen
Civilingeniør Bertil B. Carlson
Ingeniør Karoline M. Jensen
Civilingeniør, ph.d. Flemming D. Christensen
Rambøll

Ingeniør Connie T. Askløf
Brøndby Kommune

Driftschef Kim Laursen
Vest Vand Service A/S

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

Brøndby Kommune, Vest Vand Service A/S og Rambøll har i samarbejde udviklet en enkel og gennemskuelig metode til at prioritere de V1 og V2 kortlagte lokaliteter i området omkring Vesterled Vandværk. Formålet med undersøgelsen har været at skabe et overblik over truslen i forhold til grundvandet fra de kortlagte grunde, så der efterfølgende kan udarbejdes en strategi for den fremtidige vandindvinding.

Undersøgelsen har vist, at såfremt de eksisterende afværgeoppumpninger i området fortsættes, er der ud af 118 V1 og V2 kortlagte grunde kun to grunde, som potentielt truer vandsressourcen i området. I undersøgelsen er der anvendt en metode, som let giver et overblik over, hvor det er vigtigst at starte med at prioritere indsatsen til videregående undersøgelser og eventuelt afværge i forhold til grundvandsressourcen.

BAGGRUND OG FORMÅL

I flere områder omkring Storkøbenhavn har grundvandskemiske kortlægninger vist, at de mange punktkilder i området er den største trussel mod vandindvindingen, idet fund af miljøfremmede stoffer i grundvandet er udbredt /1-3/. Dette er således tilfældet for OD området Vest for København i Albertslund, Brøndby, Glostrup, Hvidovre, Rødovre og Vallensbæk Kommuner (Vestegnen), hvor der pt. er 520 V1 og V2 kortlagte grunde i henhold til jordforureningsloven /2, 3/.

Problemet for vandforsyningerne i området er, at det i forbindelse med planlægningen af vandindvindingen er vanskeligt at få overblik over den reelle grundvandskemiske trussel fra punktkilderne. Typisk vil et simpelt plot af de V1 og V2 kortlagte grunde blot efterlade et "minifelt" af lokaliteter, hvor det ud fra et grundvandskemisk synspunkt er vanskeligt at skelne mellem "simple" olietank sager, som ofte ikke udgør en trussel for grundvandet, og alvorlige punktkildeforureninger med f.eks. klorerede opløsningsmidler.

Set ud fra vandforsyningernes synspunkt er der derfor behov for en tydelig prioritering af de kortlagte grunde i forhold til grundvandsressourcen, så det ikke er nødvendigt for vandforsyningerne at gennemgå hver enkelt grund i detaljer.

Et eksempel på denne problemstilling er i Brøndby Kommune, hvor Vest Vand Service A/S arbejder på at sprede og øge indvindingen i kommunen. Vest Vand Service A/S (tidligere Brøndby Vandforsyning) har i samarbejde med Vestegnens Vandsamarbejde siden 1995 arbejdet målrettet på at opretholde en bæredygtig lokal vandindvinding i området. I hele Vestegnen indvinder der årligt ca. 4 mio. m³ vand til drikkevandsproduktion. Vandsamarbejdet har i en årrække arbejdet med udvikling af en grundvandsmodel og med overvågning af grundvandsressourcen – både med hensyn til potentialeforhold og grundvandskvalitet. Overvågningen dokumenterer, at grundvandskvaliteten i løbet af de sidste 10 år er forbedret, og at grundvandspotentialet har været stigende /2/.

I området omkring Vesterled Vandværk i Brøndby Kommune har der tidligere været en indvinding på 300.000 m³/år fra to indvindingsboringer (207.2737 og 207.658), men denne indvinding blev taget ud af drift i 1994 på grund af en grundvandsforurening med klorerede opløsningsmidler. Kilden til grundvandsforureningen blev ikke kortlagt. Den ene indvindingsboring har siden fungeret som en afværgeboring med en begrænset oppumpning på 5-6

m³/t, som giver det beregnede indvindingsopland vist på figur 1. Koncentrationerne af klorede opløsningsmidler i boringen har siden slutningen af 1990'erne været faldende, og monitoringsdata indikerer derfor, at der på sigt er mulighed for igen at indvinde grundvand fra dette område.



Figur 1 Beregnede indvindingsoplande i Vestegnen /4/.

Et udtræk fra Region Hovedstadens database i december 2009 viser, at der i området er 118 V1 og V2 kortlagte lokaliteter, som er vist på figur 2. Ud fra antallet af forurenede grunde virker det ikke umiddelbart muligt at genoptage indvindingen til Vesterled Vandværk, men monitoringsdata fra området viser imidlertid, at grundvandskvaliteten generelt er god.



Figur 2 Oversigtskort over V1 og V2 kortlagte lokaliteter (december 2009) i området omkring Vesterled Vandværk /4/.

For at undersøge om der – trods de mange punktkilder i området – er mulighed for at genoptage vandindvindingen, er de kortlagte lokaliteter blevet gennemgået, og der er udviklet en hurtig og gennemskuelig metode til at vurdere risikoen fra forureningskilder på oplandsskala /4/.

Formålet med undersøgelsen har været at skabe et overblik over truslen i forhold til grundvandet fra de kortlagte grunde, så der efterfølgende kan udarbejdes en strategi for den fremtidige vandindvinding.

UNDERSØGELSESTRATEGI

Der er udført en gennemgang og prioritering af alle V1 og V2 kortlagte grunde i undersøgelsesområdet (i alt 118 grunde), som har taget udgangspunkt i en indsamling af baggrundsdata for de kortlagte grunde i Region Hovedstadens arkiv. Endvidere er der udført en gennemgang af øvrige grunde, som Brøndby og Glostrup Kommuner har undersøgt, da indvindingsoplandet til Vesterled Vandværk ligger i begge kommuner. På baggrund af det indhentede materiale er der udarbejdet en risikovurdering i forhold til grundvandsressourcen, hvor forureningslokaliteterne er inddelt i tre risikoklasser med henholdsvis "høj grundvandsrisiko", "middel grundvandsrisiko" og "lav grundvandsrisiko".

De reelle fund af klorerede opløsningsmidler i grundvandet er sammenholdt med den udførte risikovurdering for de forurenede grunde, og det er vurderet, om kilden til de klorerede opløsningsmidler pt. er ukendt, eller om der er sammenhæng mellem kendte "højrisiko" forureninger og fund af klorerede opløsningsmidler i grundvandet.

De udpegede "højrisiko" forureninger med klorerede opløsningsmidler er indlagt i en kildestyrkemodel i den eksisterende grundvandsmodel for Vestegnen (MIKE SHE model), og forureningsudbredelserne er modelleret med forskellige indvindingsscenarier på kildepladsen til Vesterled Vandværk. Formålet med modelberegningerne er at undersøge, hvilke punktkilder i området der kan udgøre en trussel for vandindvindingen. Herved kan indsatsen i forhold til punktkilderne prioriteres yderligere, end hvad der traditionelt er tilfældet, når der i prioriteringen tages højde for den eksisterende og fremtidige indvindingsstruktur.

RESULTATER

Forureningssagerne for de 118 lokaliteter er indledningsvist gennemgået, hvor lokaliteter, der er kortlagt pga. olieforurening (olietank-sager), tjærestoffer eller tungmetallforurening, er frasorteret, idet disse lokaliteter vurderes at udgøre en lav risiko i forhold til grundvandsressourcen. Dog er lokaliteter med meget kraftig olieforurening, samt olieforurenede lokaliteter, der ligger tæt på indvindingsboringerne ved Vesterled Vandværk, bibeholdt.

Den reviderede liste omfatter 50 lokaliteter, som er struktureret gennemgået ved at notere oplysningerne i tabel 1 i en database.

Kortlægnings nr.	Lokalitetens kortlægnings nr. i GeoEnviron. Betegnes også lokalitets nr. eller reg. nr. Det er dette nr., der indberettes til Kort og Matrikelstyrelsen.
Adresse	Lokalitetens adresse
V1 / V2	Hvorvidt lokaliteten er kortlagt på vidensniveau 1 (potentielt forurennet) eller vidensniveau 2 (konstateret forurennet) jf. jordforureningsloven.
Branche	Hvilken branche afgøres på baggrund af de aktiviteter, der er foregået eller fortsat foregår på lokaliteten. Der kan eventuelt have foregået flere forskellige aktiviteter, men som udgangspunkt angives kun den aktivitet, der erfaringsmæssigt udgør den største risiko i forhold til grundvand.
Periode	Perioden aktiviteterne er foregået / foregår
Mest kritiske komponent	<u>V2</u> : Der vælges den forureningskomponent, hvor der forekommer den største overskridelse af Miljøstyrelsens kvalitetskriterium. Hvis der er fund af klorerede opløsningsmidler angives disse altid som den kritiske komponent. <u>V1</u> : Der angives en stofgruppe f.eks. klorerede opløsningsmidler. Stofgruppen vælges ud fra branchekendskab.
Max. konc. i grundvand	Her angives den højeste koncentration, der er påvist i grundvandet for den mest kritiske komponent. Hvis der er påvist klorerede opløsningsmidler angives dette uanset koncentrationsniveau. Det er angivet om koncentrationerne er målt i primært eller sekundært magasin. Hvis der har været gennemført afværgeforanstaltninger, så angives koncentrationer målt efter de gennemførte foranstaltninger.
Max. konc. i jord	Hvis der er udtaget jordprøver angives koncentrationer i jord. Her angives den højeste målte koncentration, der er målt i jorden for den mest kritiske komponent.
Max. konc. i poreluft	Hvis der er udtaget poreluftprøver angives koncentrationen. Her angives den højeste målte koncentration, der er målt i poreluften for den mest kritiske komponent.
MST kvalitetskriterier for grundvand	Miljøstyrelsens kvalitetskriterier for grundvand for den mest kritiske forureningskomponent.
Faktor	Faktoren, som Miljøstyrelsens kvalitetskriterium for grundvand er overskredet med.
Grundvandsrisiko	Opdeles i høj, middel og lav.
Afværge	Såfremt der er udført afværgeforanstaltninger eller er igangværende afværgeforanstaltninger anføres et "Ja", og hvis ikke anføres et "Nej". I feltet "Undersøgelser" beskrives det nærmere, hvis der er gennemført afværge.
Undersøgelser	Kortfattet beskrivelse af udførte forureningsundersøgelser på lokaliteten.
Risikovurdering i forhold til grundvand	Hvis Region Hovedstaden i GeoEnviron eller i et kortlægningsbrev har vurderet lokalitetens risiko i forhold til grundvandet, så angives dette. Det angives ligeledes, hvis en rådgiver har vurderet grundvandsrisikoen.
Referencer	Kortlægningsbreve, statusnotater og udførte forureningsundersøgelser på lokaliteten mv.

Tabel 1 Oplysninger noteret ved gennemgang af punktkilder.

På baggrund af det gennemgåede materiale er de V1 og V2 kortlagte grunde inddelt i tre risikoklasser med henholdsvis "høj grundvandsrisiko", "middel grundvandsrisiko" og "lav grundvandsrisiko". Da der på langt de fleste kortlagte grunde var udført grundvandsanalyser, blev det besluttet først og fremmest at prioritere grundene ud fra disse analyser. Inddelingen i risikoklasser er derfor udført ud fra følgende kriterier i prioriteret rækkefølge:

V2 kortlagte grunde:

- V2 kortlagte lokaliteter, hvor der er påvist koncentrationer i primært grundvand af klorerede opløsningsmidler eller BTEX, der overskrider Miljøstyrelsens drikkevandskriterier med mere end en faktor 10, er angivet som lokaliteter med "høj" risiko. Er overskridelsen mindre end en faktor 10 men større end 1 er risikoen angivet til "middel". Hvis drikkevandskriterierne ikke er overskredet, er risikoen angivet som "lav".
- V2 kortlagte lokaliteter, hvor der er påvist koncentrationer i sekundært grundvand af klorerede opløsningsmidler eller BTEX, der overskrider Miljøstyrelsens drikkevandskriterier med mere end en faktor 100, er angivet som lokaliteter med "høj" risiko. Er overskridelsen mindre end en faktor 100 men større end en faktor 10 er risikoen angivet til "middel". Er koncentrationerne i sekundært magasin mindre end en faktor 10 er risikoen angivet til "lav".
- For V2 kortlagte lokaliteter, hvor der ikke foreligger analyser af grundvandet, men hvor der kun er målt poreluftkoncentrationer, er disse omregnet til porevandskoncentrationer ved en fugacitetsberegning med Miljøstyrelsens risikovurderingsværktøj JAGG. Lokaliteterne er efterfølgende vurderet, som beskrevet ovenfor.

V1 kortlagte grunde:

For lokaliteter, hvor branchen er angivet til "renseri", er risikoen angivet til høj. Dette begrundes i, at der erfaringsmæssigt ofte findes væsentlige forureninger med klorerede opløsningsmidler fra renserier.

- For lokaliteter, hvor branchen er angivet til "maskinværksteder" eller lignende, er risikoen angivet til middel.
- For øvrige V1 kortlagte grunde (olietank-sager mv.) er risikoen angivet som lav.

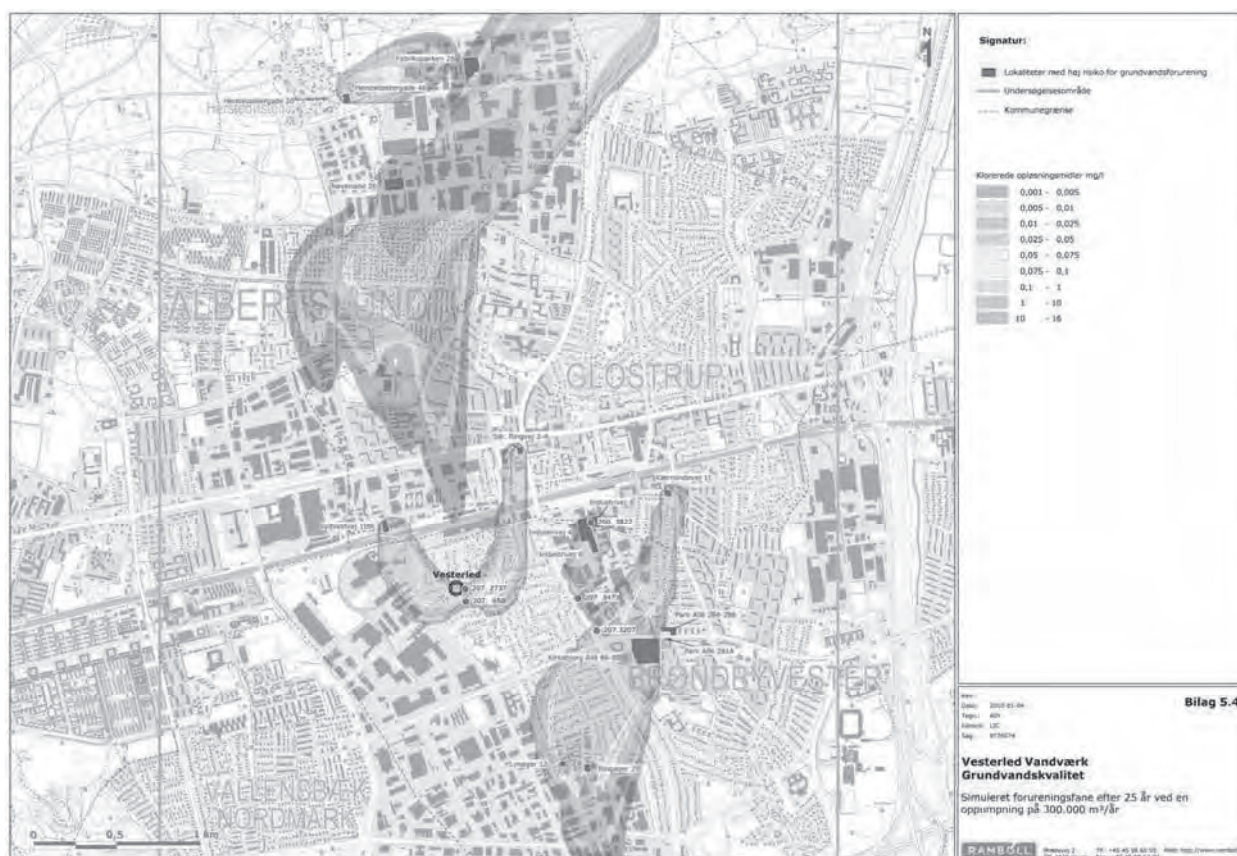
På baggrund af ovenstående metodik er der ud af de 118 gennemgåede lokaliteter udpeget 2 grunde, hvor der vurderes at være en høj risiko for forurening af grundvandet med BTEX'er og 15 lokaliteter, hvor det vurderes, at der er en høj risiko for en grundvandsforurening med klorerede opløsningsmidler.

Ud af de 15 såkaldte "højrisiko" forureninger i forhold til klorerede opløsningsmidler er der pt. etableret afværgeforanstaltninger i forhold til grundvandsressourcen på 4 lokaliteter, heraf er én dog af midlertidig karakter.

De udpegede "højrisiko" forureninger er indlagt i en kildestyrkemodel i den eksisterende grundvandsmodel for Vestegnen. Som kildestyrke er primært anvendt de seneste påviste maksimale koncentrationer i primært magasin. Såfremt grundvandsforureningen i det primære

re magasin ikke er undersøgt, er de maksimale målte koncentrationer i sekundært magasin indlagt i modellen som kildestyrke i sekundært grundvand.

Forureningsudbredelserne er modelleret med forskellige indvindingsscenarier på kildepladsen til Vesterled Vandværk, som f.eks. vist på figur 3. I modelberegningerne er medtaget de eksisterende afværgeoppumpninger.



Figur 3 Simuleret forureningsudbredelse fra potentielle "høj" risikoforureninger

Modelberegningerne viser, at det primært er **to grunde**, som potentielt kan bidrage til en forurening med klorerede opløsningsmidler i området omkring Vesterled Vandværk. Det drejer sig om Sydvestvej 109 og Sdr. Ringvej 2-4, som begge ligger i Glostrup Kommune. På begge grunde har Glostrup Kommune udført en indledende screening. Der er ikke udført afgrænsende undersøgelser, hvilket er nødvendigt for at undersøge, om de beregnede forureningsfaner er reelle trusler for vandindvindingen i området.

Undersøgelsen har vist, at såfremt de eksisterende afværgeoppumpninger i området fortsættes, er der ud af de 118 kortlagte grunde i området kun to grunde, som potentielt truer vandressourcen i området ved Vesterled Kildeplads, idet de øvrige grundvandstruende forureninger enten er fastholdt af eksisterende afværgeoppumpninger eller strømmer mod syd – mod Brøndby Strand, hvor der ikke er store vandindvindingsinteresser.

SAMMENFATNING OG PERSPEKTIVERING

Det tætte samarbejde mellem Brøndby Kommune, Vest Vand Service A/S og Rambøll har betydet, at grundvandsmodeller er blevet brugt i en ny sammenhæng til at beregne strømning af forurening med klorerede opløsningsmidler, placere afværgepumpninger og prioritere oprydning og afværgetiltag på de vigtigste forureningslokaliteter inden for hele det opland, hvor grundvandet indvindes fra.

Resultaterne fra modellen giver et overblik over, på hvilke kortlagte grunde videregående undersøgelser er nødvendige, og på hvilke grunde afværgeforanstaltninger er nødvendige (såfremt der eksisterer en væsentlig kilde) og endelig, hvilke muligheder der er for en fremtidig vandindvinding i området.

Undersøgelsen kan kritiseres for at forenkle problematikken, idet der f.eks. ikke er udført fluxberegninger fra de enkelte grunde. Desuden kan prioriteringen mellem "høj risiko" forureninger og "middel risiko" forureninger diskuteres, idet kriterierne for udpegningen af "høj risiko" forureninger på V2 kortlagte grunde kræver, at der er påvist væsentlige fund af miljøfremmede stoffer. Ved denne metode udpeges derfor færre "høj risiko" forureninger, end ved andre prioriteringsmetoder som f.eks. anvendt i /1/. Undersøgelsen illustrerer imidlertid, at der ud fra en enkel og gennemskuelig metode, kan skabes et overblik over, hvilke kortlagte lokaliteter, som det ud fra et vandressource synspunkt, er vigtigst at få prioriteret til undersøgelser og evt. afværge.

Undersøgelsen viser derfor, at indsatsen i forhold til punktkilderne kan prioriteres yderligere, end hvad der traditionelt er tilfældet, når der i prioriteringen tages højde for den eksisterende og fremtidige indvindingsstruktur.

REFERENCER

- /1/ Miljøcenter Roskilde, 2008. Grundvandsressursens sårbarhed. Fase 1. Kortlægning på baggrund af eksisterende data. Område 2 bc: Mølleåen og Bagsværd.
- /2/ Vestegnens Vandsamarbejde, 2009. Monitoringsprogram. Statusrapport 2009. Rambøll.
- /3/ Vestegnens Vandsamarbejde. 2006. Beskrivelse af erkendte trusler og overordnet risikovurdering. Rambøll.
- /4/ Brøndby Kommune. Ressourceundersøgelser omkring Vesterled Vandværk. Rambøll.

VISIONER OG PROJEKTER, HVOR JORDFORURENING SPILLER EN VÆSENTLIG ROLLE I GLADSAXE KOMMUNE

Akademiingeniør Claus Frydenlund
Gladsaxe Kommune

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

I denne artikel beskrives kort tre projekter, der alle har det til fælles, at jordforurening er en central problematik. I det første afsnit af artiklen omtales et projekt, hvor jordforurening har været med til at sætte rammerne for visionerne for omdannelse af et nedslidt industri kvarter. Herefter beskrives to projekter, der viser, at kommunerne godt kan selv. Det ene projekt drejer sig om opsporing af en kilde til en kraftig grundvandsforurening med TCE. Projektet medfinansieres af bl.a. Københavns Energi. Det sidste projekt har resulteret i en rapport, der er lavet i Miljøsamarbejdet¹, og som bl.a. skal hjælpe miljøragsbehandlere med at forebygge jordforurening på miljøtilsyn.

Jordforurening sætter rammerne for visioner for byomdannelse

Ved at kortlægge ejendomme, der enten er forurenede, eller hvor der er mistanke om forurening, kan man allerede i lokalplanen lægge rammerne for, hvor det er hensigtsmæssigt at placere boliger, erhverv, parkeringspladser eller rekreative områder.

Der er sjældent økonomi til at fjerne al forurening, og ofte er det heller ikke altid teknisk muligt på en forsvarlig måde at sikre, at der kan bygges ovenpå eksempelvis en forurening med flygtige stoffer, som eksempelvis chlorerede opløsningsmidler.

Men ved i tidligt i planlægningsfasen at skabe et overblik over forureninger i området, kan rammerne for udnyttelse af området fastsættes, og fremtidige bygherrer kan allerede i projektfasen være forberedt på, at der skal tages særlige forholdsregler ved kommende byggeri.

Jordforurening sætter rammerne for visionen for Bagsværd Bypark

I 2008 ønsker Gladsaxe kommune en områdefornyelse af et nedslidt erhvervskvarter. Formålet er at gøre kvarteret attraktivt for moderne boligbebyggelse og lettere erhverv.

For at skabe overblik over miljøbelastningen i området har COWI A/S udarbejdet knap 80 miljøhistoriske redegørelser - én for hver matrikel. Oplysningerne herfra blev opsummeret i en rapport, der gav et hurtigt overblik over forureningssituationen i området. Rapporten blev efterfølgende anvendt som et gennemgående værktøj bl.a. til en efterfølgende arkitektkonkurrence.

På baggrund af de miljøhistoriske redegørelser har Region Hovedstaden efterfølgende kortlagt de relevante ejendomme.

De miljøhistoriske gennemgange har dannet grundlag for en kortlægning af, hvor der er forurenet med flygtige stoffer (chlorerede opløsningsmidler), og hvor der er forurenet med andre stoffer. Oplysninger har dannet udgangspunkt for arkitekternes forslag til disponering af området, se nedenfor.

¹ Miljøsamarbejdet består i dag af følgende kommuner: Ballerup, Frederiksberg, Gentofte, Gladsaxe, Herlev, Lyngby-Taarbæk og Rudersdal.



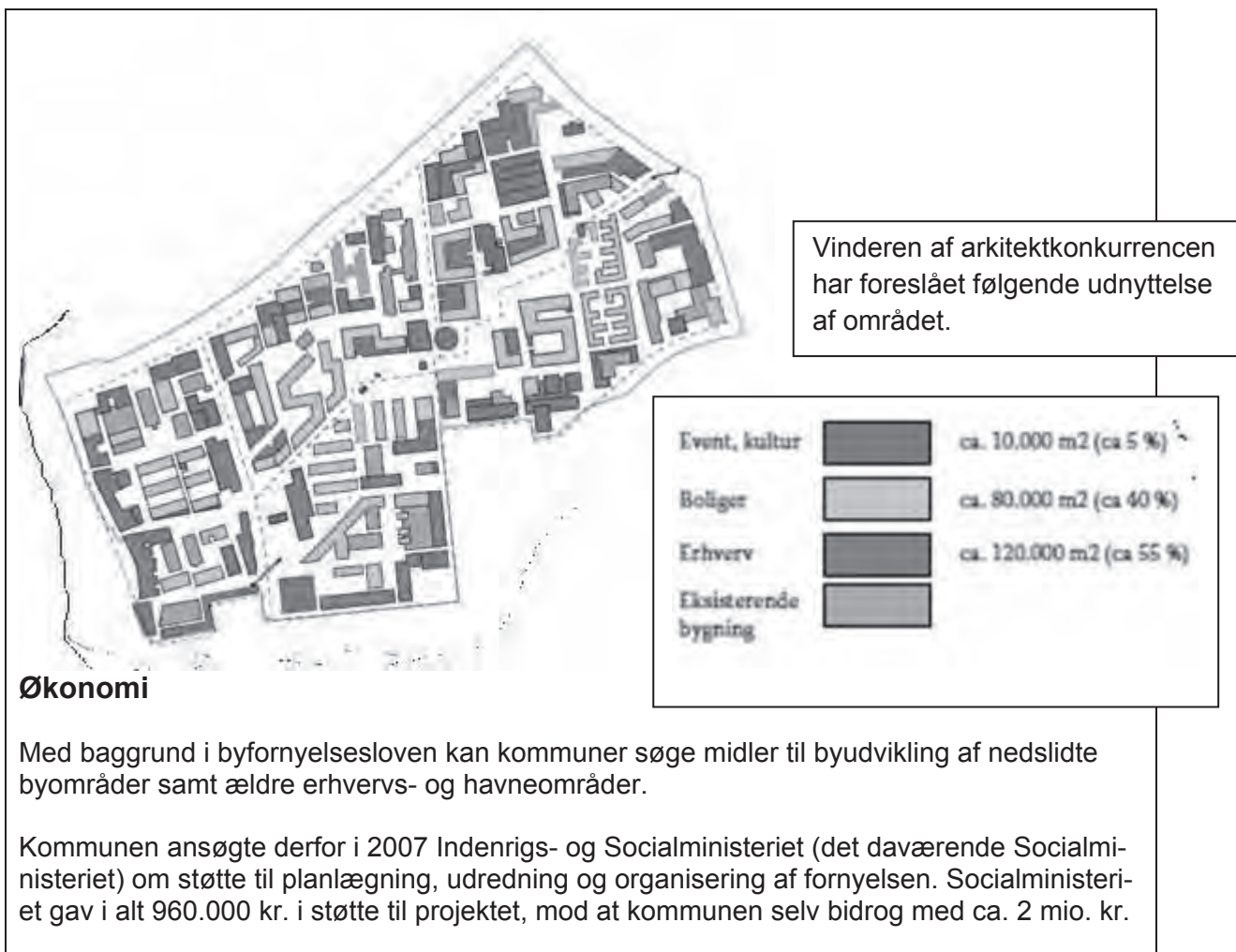
Der er tidligere gravet grus i Bagsværd. Tre af de tidligere grusgrave har ligget i Bagsværd Erhvervskvarter. Grusgravene blev efterfølgende fyldt op med bl.a. industriaffald, herunder chlorerede opløsningsmidler.

Grusgravene er markeret med gråt på kortet.



COWI A/S har angivet hvor der er stor risiko for at der er flygtig forurening, som kan udgøre en risiko for indeklimaet.

På kortet viser de mørkeste områder, hvor der er størst risiko.



Kortlægning af forurening hjælper både kommune og bygherre

De miljøhistoriske redegørelser, som COWI A/S udarbejdede for kommunen, har efterfølgende ført til, at Region Hovedstaden har kortlagt ejendommene. Det betyder, at det kræver en tilladelse efter § 8 i Jordforureningsloven at bygge på ejendommene. Den viden betyder, at en fremtidig bygherre allerede fra starten af sit byggeprojekt vil være forberedt på de udfordringer, et kommende byggeri vil blive mødt med.

For kommunen betyder en kortlægning, at bygherren skal ansøge kommunen om tilladelse til at bygge på en forurennet grund (jf. § 8 i Jordforureningsloven) og i den forbindelse kan kommunen stille krav til miljøundersøgelser. Kommunen skal i tilladelsen stille krav til byggeriet, som sikrer, at mennesker ikke efterfølgende bliver udsat for sundhedsskadelige påvirkninger.

Alternativt vil bygherren blive nødt til at stoppe byggeriet, hvis der først konstateres forurening i byggeperioden. Herefter skal regionen kortlægge ejendommen, hvilket kan tage flere uger. Når først kortlægningen er endelig kan kommunen give tilladelsen til at bygge på grun-

den (§ 8 tilladelse), som efterfølgende skal til høring i regionen i yderligere 4 uger. Alt i alt vil det betyde en forsinkelse af byggeprojektet på flere måneder.

Det er derfor en fordel for både kommune og bygherre, at grunden er kortlagt fra starten.

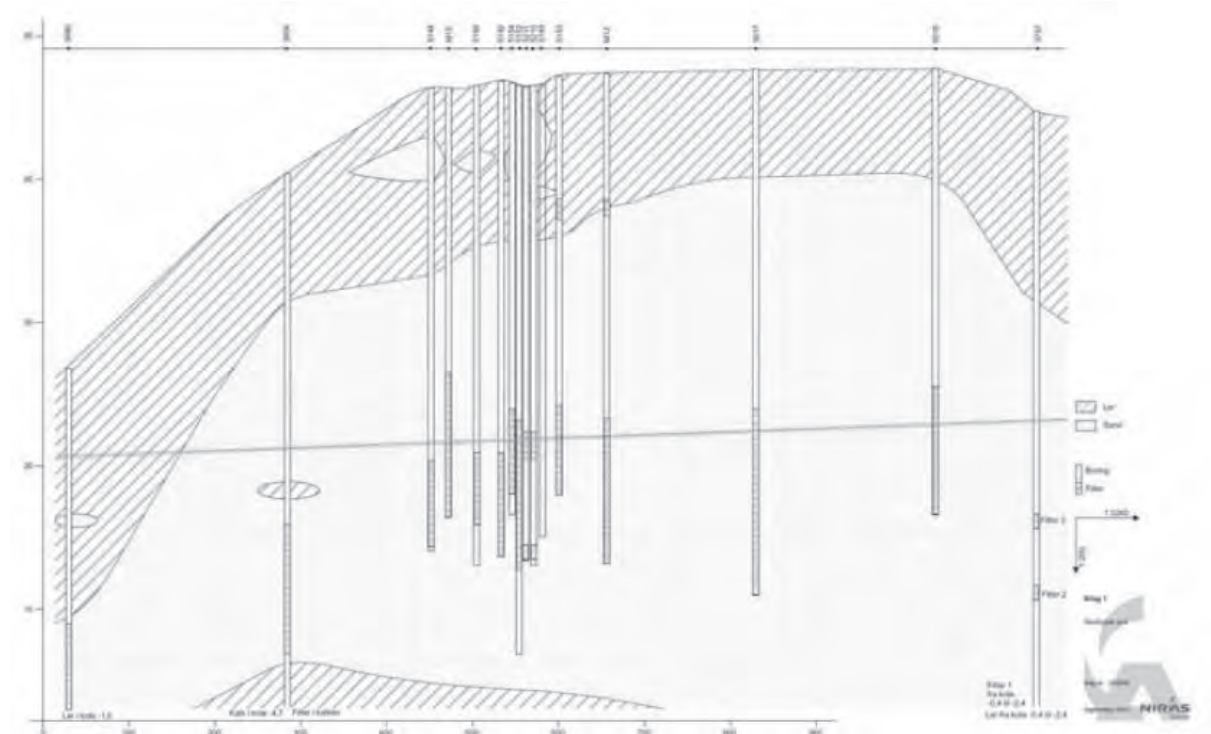
KOMMUNEN KAN SELV - TCE KILDESPORING

Krüger A/S har lavet beregninger af flux i et tværsnit af nogle borer, hvor der i en længere årrække var blevet målt forhøjede værdier af TCE i vandprøver. Fluxen gennem tværsnittet blev beregnet til mellem 15 - 30 kg TCE pr. år. Det var altså indikation på, at der måtte være en kraftig kilde opstrøms borerne.

Miljøafdelingen har efterfølgende lavet to undersøgelser for at spore kilden, dog uden resultat. Nu sætter vi vores lid til, at en tredje undersøgelse kan hjælpe os med at få lokaliseret kilden.

Geologi og hydrogeologi

Området er karakteriseret ved, at det er det højeste sted i kommunen - cirka i kote 40 - 50 DNN. Geologien består af ca. 10 meter moræneler, hvorunder der er et sandlag til cirka kote +2 DNN. Herefter er der formentlig et lerlag på 2-4 meter hvorefter der er kalk i ca. kote 0. Sandlaget er således ca. 30 - 40 m. Vandspejlet træffes ca. i kote 20 - 22, svarende til ca. 20 - 28 meter under terræn. Vi forventer, at der er kontakt mellem dette vandførende lag og det primære magasin. Tykkelsen af det umættede sandlag er 10-20 m. Se nedenstående geologiske snit.



Figur 1. Geologisk snit gennem undersøgelsesområdet /NIRAS A/S/

Undersøgelse nr. 1: Vandprøver i eksisterende borer

Miljøafdelingen råder ikke over store midler til forureningsundersøgelser, så der er ikke råd til at lave en stor forkromet kildesporingsundersøgelse. Ved at bruge GEUS Jupiterdatabase lokaliserede vi nogle dybe filtersatte borer i området opstrøms. Hasbo A/S udtog vandprøver for os og sørgede for, at de blev analyseret for chlorerede opløsningsmidler, herunder TCE. Budgettet for undersøgelse var cirka kr. 30.000.

Boringerne, hvorfra der blev udtaget vandprøver, stod desværre ikke optimalt placeret i forhold til udgangspunktet og de målte koncentrationer var væsentligt lavere end de værdier, der blev påvist i de første borer. Se figur 3.

Vi kunne altså ikke umiddelbart identificere kildeområdet på baggrund af denne strategi.

Undersøgelse nr. 2: MIP sondering i umættede sandlag

Næste skridt (og budgetår) var at lave undersøgelser ved hjælp af MIP i et område lige opstrøms vores udgangspunkt. Planen var dels at måle, om der var jordforurening i området, men vigtigst ville vi måle om der kunne påvises TCE i det umættede sandlag, dvs. på gasform. Krüger A/S forestod denne undersøgelse som kostede omkring kr. 70.000.

Desværre fik vi heller ikke nogle entydige resultater ud fra denne undersøgelse.

Undersøgelse nr. 3: Historik og efterfølgende miljøundersøgelser

Vi kunne altså ikke komme uden om en lidt større undersøgelse, der både omfattede historik på udvalgte ejendomme, hvor der var blevet brugt TCE og efterfølgende undersøgelser. Vi lavede derfor en aftale med Københavns Energi (KE) og Nordvand A/S (Nordvand A/S er Gentofte og Gladsaxe's forsyningsselskab) om medfinansiering af undersøgelsen. Afhængig af de oppumpede mængder, kan forureningen både være på vej mod KE's kildeplads IV eller Søborg Vandværk. Derfor var både KE og Nordvand A/S interesseret i, at medfinansiere projektet. Med en beløbsramme på kr. 220.000 er der blevet råd til et lidt større, men dog skrabt, undersøgelse.

Fastlæggelse af strømningsretning

Ved pejlinger i lokale borer har DMR A/S lavet nedenstående potentialekort. På baggrund af potentialekortet vurderes strømningsretningen af være syd-vestlig.

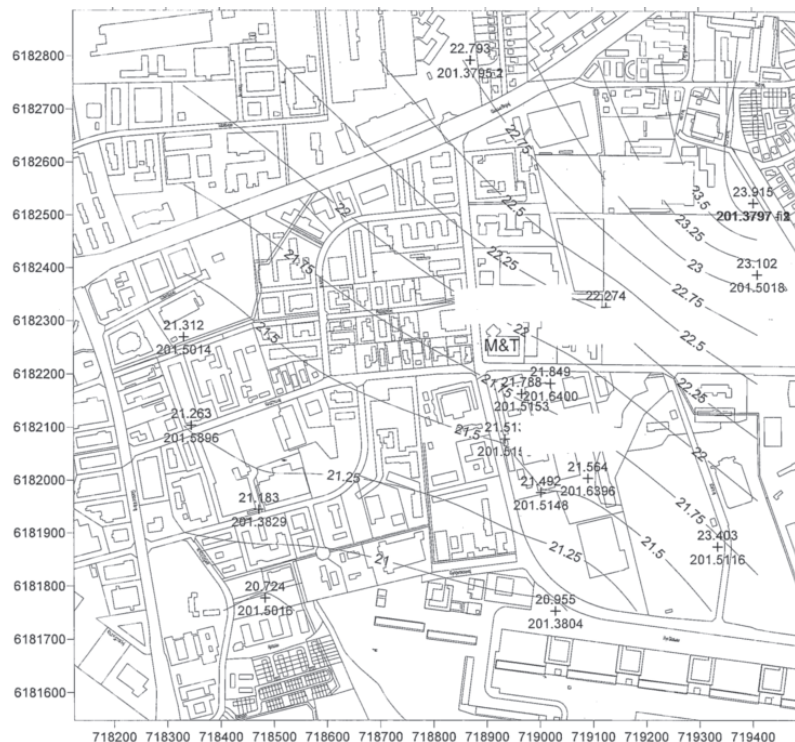


Fig. 2. Lokalt potentialekort udarbejdet af DMR A/S på baggrund af pejlinger i lokale boringer.

Udpegning af mulige kilder

På baggrund af historikker udarbejdet af både Miljøafdelingen og DMR A/S er der udvalgt fire potentielle ejendomme. Ejendommene er udvalgt på baggrund af oplysninger om, at der har været eller kan have været brugt TCE på virksomheder, der tidligere har været på disse lokaliteter. Det skal tilføjes, at der ikke er virksomheder i området, der aktuelt bruger TCE.

På nedenstående figur 3 er beliggenheden af de tidligere virksomheder angivet. Det drejer sig om tre tidligere maskinfabriker, en møbelfabrik og en telefonfabrik.

Det er i boring M12, hvor de højeste værdier af TCE er påvist.

Undersøgelse på de udvalgte ejendomme vil blive igangsat 21. februar eller lige så snart vejret tillader det.

Undersøgelsen forventes afrapporteret medio 2011.



Figur 3. Angivelse af ejendomme beliggende opstrøms forureningen, hvor der tidligere er brugt TCE.

FOREBYGGELSE AF JORFORURENING VED TILSYN PÅ VIRKSOMHEDER

Det er bedre at forebygge end at helbrede, er der et gammelt ordsprog, der lyder. I kommunerne fører vi miljøtilsyn på virksomheder, og ved tilsynet har vi mulighed for at vurdere forhold, som kan forebygge jord- og grundvandsforurening. Vi bliver også involveret når skaden er sket, det vil sige, når der er sket forurening. I den sammenhæng skal vi vurdere mulighederne for at give påbud om undersøgelse og evt. oprensning.

En arbejdsgruppe nedsat i Miljøsamarbejdet² har derfor lavet en rapport "Forebyggelse af jordforureninger ved tilsyn på virksomheder". Rapporten er skrevet til kommunale miljøsagsbehandlere og er ment som en hjælp i sagsbehandlingen både i forbindelse med tilsyn, forebyggelse af forurening og meddelelse af påbud.

Udgangspunktet for gruppens arbejde har bl.a. omfattet egne erfaringer, indhentning af oplysninger fra eksperter, samt inspiration fra Orientering nr. 6, 2008 fra Miljøstyrelsen "Forebyggelse af jord- og grundvandsforurening på industrivirksomheder ved udvalgte aktiviteter". Miljøsamarbejdets rapport skal ses som et supplement til Orientering nr. 6. Miljøsamarbejdets rapport indeholder fire kapitler om tekniske anlæg, hvorfra der erfaringsmæssigt ofte sker forurening. De anlæg, der beskrives er; belægnings, tanke, olieudskillere og kloakker.

² Miljøsamarbejdet består i dag af følgende syv kommuner: Ballerup, Frederiksberg, Gentofte, Gladsaxe, Herlev, Lyngby-Taarbæk og Rudersdal.

Hvert af de fire kapitler indeholder et notat med generel viden på området, checkskema til brug ved tilsyn, litteraturliste med gode bøger mm / links til området, notat med anvendt jura på området og forslag til vilkår.

Det femte og sidste kapitel belyser nogle af de problemstillinger, man som myndighed, skal være opmærksom på, når man udsteder påbud.



Forureninger fra **olieudskillere** forekommer ofte. Virksomhederne er ikke særligt opmærksomme på deres olieudskillere og kan sjældent udpege placeringen af dem når vi er på tilsyn.

Inspektion og tæthedsprøvning kan i mange tilfælde forebygge, at der sker forurening fra olieudskillere.



I forbindelse med tilsyn bliver vi ofte opmærksomme på revner og forkert hældning af **belægningerne**. Til tider er materialet, som belægningen er lavet ikke egnet til at klare spild med relevante kemikalier.

Ved jævnligt at inspicere belægninger og kontrollere om belægningen har korrekt fald til eksempelvis afløb kan mange forureninger undgås.



Virksomhederne er ofte ikke klar over hvilke tilstand **kloakkerne** er i. Utætte kloakker ved især påfyldningspladser kan være årsag til omfattende forureninger.

TV-inspektion er eksempelvis et udmærket middel til at vurdere tilstanden af kloakkerne.



Forureninger fra **nedgravede tanke** sker sjældent fra selve tanken, men fra **rørføringerne**.

Ved at være opmærksom på at tæthedsprøve både tanke og rørføringer kan mange forureninger forebygges.

REGIONERNES OPGAVER OG INDSATS REDEGØRELSE OM JORDFORURENING 2009

Civilingeniør Jeanette Olsen
Enhedschef Marianne Pilgaard
Region Hovedstaden

Teamleder Ane-Marie Westergaard
Region Sjælland

Landinspektør Mette Mihle Laurbak
Region Syddanmark

Geolog John Ryan Pedersen
Region Midtjylland

Specialkonsulent Poul Haugaard
Region Nordjylland

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

Depotrådets "Redegørelse om jordforurening 2009" beskriver for første gang regionernes mange og forskelligartede opgaver med jordforureningsområdet – både i forhold til den offentlige indsats og i forhold til øvrige myndighedsopgaver. Redegørelsen beskriver desuden de forskelle, der er i den regionale ramme, og hvorfor regionerne må prioritere arbejdet forskelligt. Regionerne brugte i 2009 437 mio. kr. på jordforureningsområdet; trefjerdedele blev brugt på at opspore, kortlægge, undersøge og oprense forurening, mens den sidste fjerdedel blev brugt på administration og borgerserviceopgaver. I fremtiden vil borgerserviceopgaver lægge beslag på en stadig større del af midlerne, hvilket bliver en udfordring i forhold til den offentlige indsats.

BAGGRUND

Hvert år udarbejder Depotrådet en redegørelse til miljøministeren om arbejdet med jordforurening i Danmark. Depotrådet består af repræsentanter fra myndigheder og organisationer, der har relation til jordforureningsområdet.

Redegørelsen bygger på oplysninger fra myndighederne – det vil sige Miljøstyrelsen, Danmarks fem regioner, Bornholms Regionskommune, kommunerne, Økonomistyrelsen og Forsvaret – samt fra Oliebranchens Miljøpulje.

Igennem mange år har redegørelsen ikke beskrevet alle regionernes (og tidligere amternes) mange og forskelligartede opgaver på jordforureningsområdet fyldestgørende. Eksempelvis har de myndighedsopgaver, der ligger ud over den offentlige indsats stort set ikke været beskrevet. Ligesom regionernes opgaver opgaverne i forbindelse med Oliebranchens Miljøpulje eller værditabsområdet ikke har været nævnt. Endvidere har redegørelsen været omfangsrig og teknisk tung at læse. Derfor er den kun nået ud til en meget begrænset kreds af læsere.

Derfor besluttede regionerne i fællesskab at arbejde med at forbedre regionsafsnittet i redegørelsen. Miljøstyrelsen har efterfølgende takket ja til at deltage i dette arbejde. I forbindelse med redegørelsen for 2009 har regionerne og Miljøstyrelsen derfor i fællesskab udarbejdet en mere detaljeret gennemgang af regionernes arbejde med jordforurening end tidligere. Og har for første gang skabt et samlet, gennemskueligt overblik over anvendelsen af ressourcerne, de regionale prioriteringer og fremdriften i den offentlige indsats på jordforureningsområdet.

Desuden er redegørelsen skrevet i et knap så teknisk sprog, hvilket gøre det muligt for også ikke fagfolk at læse med. Omfanget af redegørelsen er dog stadig forholdsvis stort (over 100 sider), hvilket i sig selv er en begrænsning i forhold til, hvor mange læsere der vil være til redegørelsen. Regionerne foreslog derfor Miljøstyrelsen, at der skulle udarbejdes en kort udgave, som på en letlæselig og mere visuel måde skulle indbyde til, at en større kreds af specielt politikere blev bekendt med hovedområderne af redegørelsen.

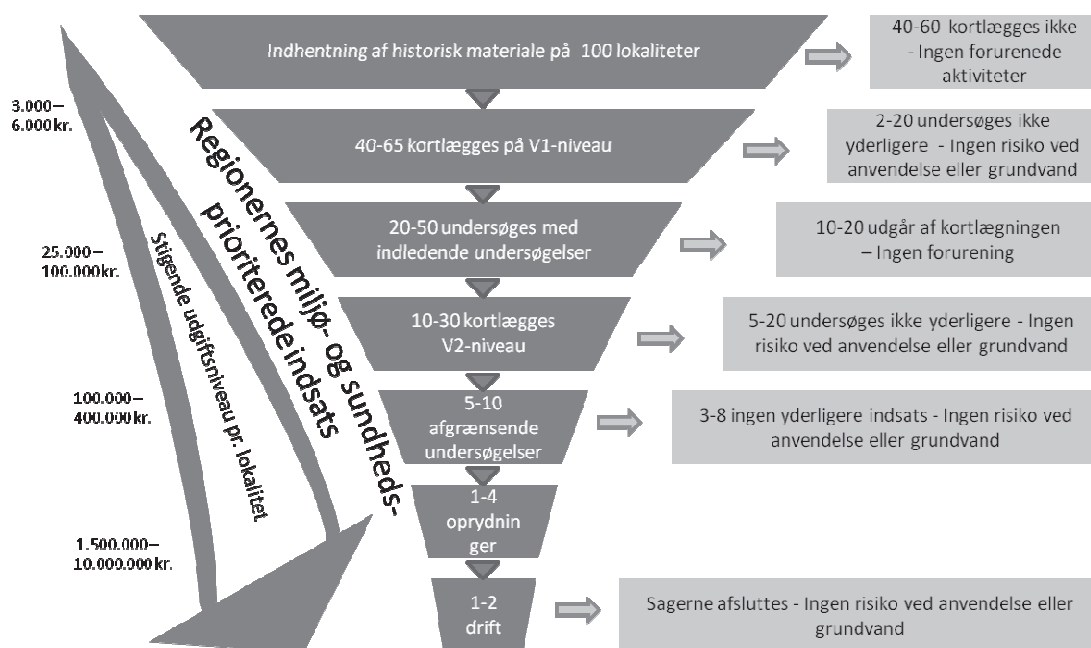
Depotrådet har derfor som noget helt nyt udgivet en pjece med hovedpunkter fra redegørelsen. Pjecen beskriver på et overordnet plan den indsats, der er sket på jordforureningsområdet i 2009. Håbet er, at rigtig mange – og specielt politikere – vil læse pjecen, og at nogle vil få lyst til at fordybe sig i de mere detaljerede oplysninger i selve redegørelsen.

Regionernes og Miljøstyrelsens arbejde med at forbedre regionsafsnittet i redegørelsen har strakt sig over de sidste to år. For at give en fyldestgørende redegørelse for regionernes arbejde, krævede dette, at der blev indsamlet data på en lang række områder fra alle regioner. Disse ekstra data er nu i redegørelsen anvendt til at anskueliggøre regionernes samlede indsats via figurer, kort og tabeller.

Dette indlæg fokuserer på de fem regioners arbejde med jordforurening både i forhold til den offentlige indsats og i forhold til øvrige myndighedsopgaver. De fem regioner er: Region Nordjylland, Region Midtjylland, Region Syddanmark, Region Sjælland og Region Hovedstaden. Indlægget beskriver desuden de forskelle der er i regionernes prioritering af den offentlige indsats. Indlægget går ikke i dybden med regionernes konkrete indsats i 2009. Her henvises interesserede læsere til at dykke ned i selve redegørelsen.

DEN OFFENTLIGE INDSATS MOD JORDFORURENING

Regionernes opgave er at beskytte drikkevandet og menneskers sundhed mod påvirkning fra jordforurening. Det er en stor og kompleks opgave, der typisk indeholder de faser der er vist i figur 1.



Figur 1. Ud af 100 grunde, hvor regionerne har begrundet mistanke om, at der kan være forurenede (på baggrund af indhentet historisk materiale), er det kun 1-4 grunde der ender med en egentlig oprensning. De fleste sorteres fra undervejs, enten fordi der ikke findes forurening eller fordi forureningen ikke udgør en trussel. For de få der ender med en oprensning kan udgiften være stor – for enkelte mange mio. kr.

Figur 1 viser, er det nødvendigt at foretage en historisk gennemgang af **hele** 100 grunde, og at undersøge **helt op til** 50 grunde, for at lokalisere de 1-4 grunde, der er så forureningsbelastede i forhold til drikkevandet eller menneskers sundhed, at de skal renses op.

Figuren viser også, at mange sager afsluttes på baggrund af undersøgelser. Enten fordi der ikke er forurenet. Eller fordi forureningen ligger så dybt, ikke har spredt sig, eller er så begrænset, at den ikke udgør en risiko for drikkevandet eller menneskers sundhed. Oprensning er derfor ikke påkrævet her og nu. Lige som råd og vejledning til borgerne i mange tilfælde er tilstrækkeligt til at skabe tryghed i forhold til at bor og leve på en forurenet grund.

Kortlægningen er grundlaget for den offentlige indsats

Kortlægning af forurenede grunde udgør hele grundlaget i regionernes arbejde med den offentlige indsats overfor jordforurening. Kortlægningen sikrer, at regionerne har det nødvendige overblik over truslerne fra jordforureninger, så regionerne bedst muligt kan prioritere den offentlige indsats med undersøgelser og oprensning – det vil sige mest miljø for pengene.

Hvis regionerne ikke har dette overblik, vil der være forureninger som ikke bliver fundet og oprenset. Og oprensninger som i værste fald kan være helt ”spildt”, fordi regionerne bruger penge på at oprense ”forkerte” forureninger i stedet for de forureninger som udgør den største trussel overfor drikkevandet og menneskers sundhed.

Kortlægningen sikrer desuden, at der ikke sker ukontrolleret spredning af forurening og den fremtidige anvendelse af den forurenede grund kan ske under hensyntagen til forurenings-situationen.

Formålet med de offentlige oprensninger

Formålet med den offentligt finansierede oprensning er at sikre, at forureningen ikke udgør en risiko overfor det grundvand, der bruges eller skal bruges til drikkevand og menneskers sundhed. Oprensningen fjerner ikke nødvendigvis hele forureningen – kun den del af forureningen, som kan udgøre en risiko. Derfor er det heller ikke nødvendigt at oprense samtlige jordforureninger i Danmark (snarere tværtimod).

Hvis der fortsat er forurenet efter oprensningen har fundet sted, opretholdes kortlægning af grunden for at tage højde for forureningen ved fremtidige bygge- og anlægsprojekter.

De offentligt finansierede oprensninger omfatter forskellige faser:

- de videregående undersøgelser, der udføres med henblik på at kende omfanget af forureningen – og derfor reelt udføres som den indledende del af oprensningen,
- selve oprensningen uanset om der er tale om en graveløsning, hvor forureningen fjernes her og nu, eller en in-situ oprensning som strækker sig over kortere eller længere tid, eller en kombination af flere teknikker og metoder, og
- den efterfølgende drift af tekniske anlæg og lignende som er nødvendige i mange sager ofte fordi forureningen ikke kan fjernes (graves væk), og derfor eksempelvis må oppumpes via grundvandet eller fastholdes, så den ikke spreder sig til fx det nærliggende vandværk, samt
- udvikling af nye metoder og teknikker med henblik på at gennemføre oprensninger billigere og hurtigere, end det er muligt i dag. Det er desuden nødvendigt at udvikle nye metoder og teknikker, da der er forureninger, som ikke kan renses op med de metoder, der kendes i dag.

REGIONERNES PRIORITERING AF DEN OFFENTLIGE INDSATS

Alle fem regioner har en politisk vedtaget strategi for prioriteringen af den offentlige indsats på jordforureningsområdet. Heraf fremgår det, at borgernes sundhed og sikring af rent

drikkevand er den vigtigste opgave i alle fem regioners arbejde. Samtidig vægter regionerne som udgangspunkt indeklimalisici i boliger højere end kontaktrisiko med jorden (med mindre denne er akut).

Forskelle i regionernes prioritering af indsatsen

Selv om regionerne har det samme fælles mål for den offentlige indsats er der forskelle på, hvordan indsatsen prioriteres i den enkelte region.

Vidensniveau 1 kortlægningen

Nogle regioner er nødt til at fokusere på at redde regionens væsentlige drikkevandsressourcer. Vidensniveau 1 kortlægningen i disse regioner er derfor målrettet drikkevandsområderne. Som konsekvens heraf må kortlægningsindsatsen i forhold til arealanvendelsen prioriteres lavere.

Andre regioner med rigelige drikkevandsressourcer har fx mulighed for at vælge at vidensniveau 1 kortlægge efter en bestemt brancherisiko eller kortlægge samtlige forurenende aktiviteter i en hel kommune. Disse regioner har også mulighed for at vidensniveau 1 kortlægge forureninger, der kan udgøre en risiko i forhold til den konkrete arealanvendelse samtidig med (eller før) de forureninger, der kan udgøre en risiko for drikkevandet.

Omfanget af vidensniveau 1 kortlægningen er alt andet lige en større opgave i de regioner, hvor store dele af regionen er udpeget til særlige drikkevandsområder, end for regioner med færre udpegede områder til drikkevandsindvinding. Det samme er tilfældet i relation til gamle industriområder: i regioner med mange gamle industriområder, hvor der samtidig er en stor drikkevandsindvinding, bliver kortlægningsomfanget større end i regioner med færre gamle industriområder.

Endeligt afhænger omfanget af kortlægningsopgaven i den enkelte region også af, hvordan de tidligere amter har prioriteret opgaven frem til 2007, hvor regionerne overtog den.

Indledende og afgrænsende undersøgelser

Regionernes arbejde med de indledende og afgrænsende undersøgelser prioriteres typisk på baggrund af de samme forhold som vidensniveau 1 kortlægningen.

Undersøgelser i forhold til forurening af drikkevandet er oftest dyrere end undersøgelser, der alene skal afklare om en forurening udgør en risiko i forhold til anvendelsen af grunden (til fx bolig eller børneinstitution). Det betyder, at de regioner, hvor undersøgelserne er målrettet risikoen overfor drikkevandet, skal bruge flere penge til undersøgelser end de regioner, hvor undersøgelserne i større grad er rettet mod arealanvendelsen.

Undersøgelsesomfanget og dermed udgiften til undersøgelser afhænger også af, om grunden forventes at skulle oprensnes eller forureningen "blot" skal kortlægges på vidensniveau 2 for at sikre, at viden om forureningen forbliver tilgængelig. For at kunne vurdere nødvendigheden af en oprensning skal samtlige kilder og stoffer til forureningen tillige med forureningens omfang nemlig undersøges, hvilket er omkostningstungt.

Oprrensning af forurening

Der er stor forskel på, hvor mange oprrensninger der i dag gennemføres i den enkelte region. Antallet afhænger blandt andet af den strategi, der er besluttet i den enkelte region. Strategien bygger blandt andet på behovet og midlerne. Hvor der er stort pres på drikkevandsres

sourcen er det nødvendigt med hurtige oprensninger, så forureningerne ikke når at spredes yderligere. Oprensningerne iværksættes derfor i disse regioner parallelt med vidensniveau 1 kortlægningsarbejdet.

I andre regioner er der så rigelige drikkevandsressourcer, at det i visse tilfælde er muligt at flytte en truet drikkevandsindvinding udenfor byen og dermed undgå en dyr oprensning af forureningen af hensyn til drikkevandet. I disse regioner er der tillige mulighed for at vidensniveau 1 kortlægge samtlige forureninger og dermed skabe sig et samlet overblik over forureningerne i hele regionen, inden det vurderes, hvor der skal ske oprensning. Disse regioner gennemfører derfor for tiden meget få oprensninger.

I visse regioner er der så store forureninger med så giftige stoffer, at det ud fra en samfundsmæssig betragtning er væsentligt at få styr på disse forureninger. Forureningerne i Kærgård Plantage og Høfde 42 er eksempler på denne type forureninger. Disse meget store forureninger belaster de pågældende regioners budgetter tungt, og begrænser dermed mulighederne for den øvrige miljø- og sundhedsmæssige prioritering. Projekterne støttes ekstraordinært af statslige midler, som dækker halvdelen af udgifterne.

Regionernes prioritering af den offentlige indsats – kort fortalt

Regionernes prioritering af den offentlige indsats afhænger med andre ord af forholdene og behovene i den enkelte region og af de politiske prioriteringer.

Sammenfattende kan det siges, at Region Hovedstaden, Region Sjælland og Region Syddanmark prioriterer kortlægningsarbejdet i områder med særlige drikkevandsinteresser højere end kortlægning i øvrige områder. Arbejdet følger i det væsentlige den statslige kortlægning af drikkevandsressourcen.

I Region Hovedstaden og Region Sjælland tilpasses vidensniveau 1 kortlægningen, så flest mulige oprensninger kan ske hurtigt inden for de udpegede områder. Disse to regioner renser op i de væsentligste drikkevandsområder som det første.

Region Syddanmark renser op efterhånden som der stødes på forurening, hvilket til gengæld udskyder tidspunktet for kortlægningens færdiggørelse.

Region Midtjylland og Region Nordjylland prioriterer generelt vidensniveau 1 kortlægningen særligt højt, idet disse regioner ønsker at opnå en hurtig afklaring af den samlede forureningssituation i hele regionen, inden det vurderes, hvor der skal ske oprensning.

Naturlige forklaringer på forskellene i regionernes prioriteringer

Som det fremgår, er grundlaget for de enkelte regioners prioriteringer af den offentlige indsats forskelligt på grund af en række regionale forskelle, der har betydning for aktiviteterne på jordforureningsområdet. Af disse kan bl.a. nævnes:

Behovet for indvinding af drikkevand

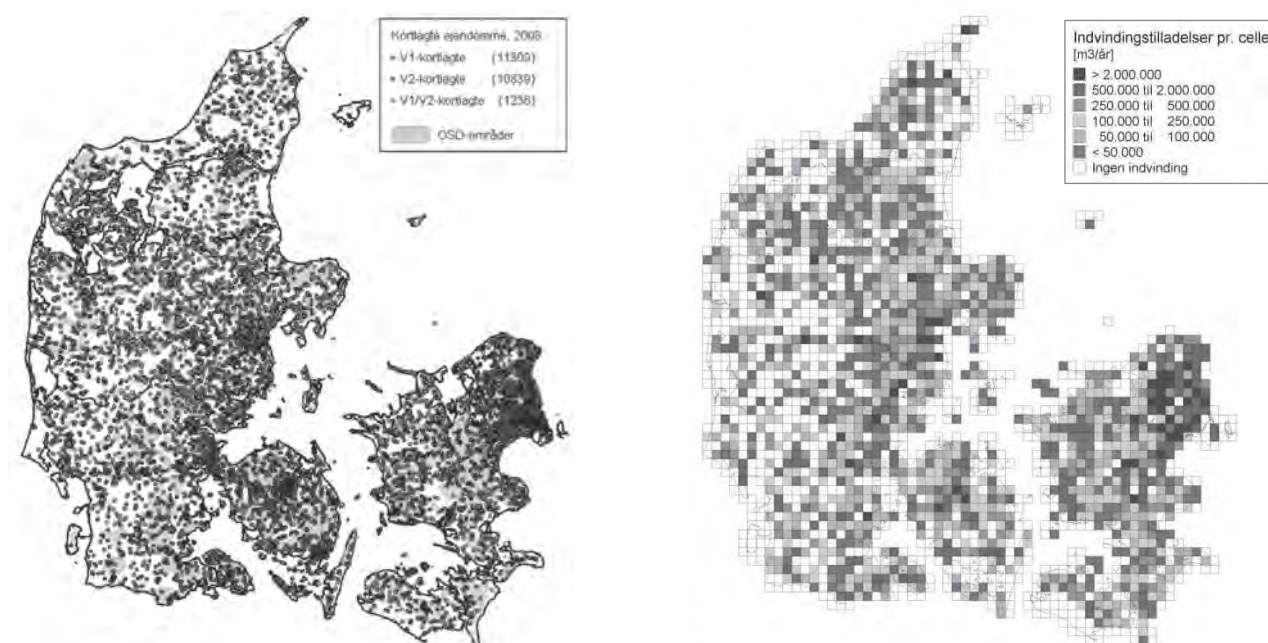
I visse egne af Danmark er der meget og rigeligt grundvand, mens der er knaphed andre steder. Behovet for indvinding af drikkevand varierer meget. I Region Hovedstaden er der fx et stort pres på grundvandsressourcen, idet der indvindes vand på 96 procent af regionens areal. Som det fremgår af figur 2 er der også inden for den enkelte region store variationer i indvindingen, eksempelvis er belastningen stor omkring de større byer.

Udpegede drikkevandsområder

For at beskytte det mest værdifulde drikkevand udpegede de tidligere amter i 1997 de områder, hvor de vigtigste grundvandsmagasiner findes (områder med særlige drikkevandsinteresser, OSD). Formålet med udpegningen var at målrette og effektivisere den offentlige indsats med at beskytte grundvandet. Udpegningen skete efter de samme retningslinjer, men på grund af forskelle i geologiske forhold og indvindingsforhold var der store forskelle i udpegningen. Nogle amter udpegede mange små geografiske områder, mens andre udpegede store sammenhængende områder. Det er også meget forskelligt, hvor stor en andel af de enkelte amters areal, der blev udpeget som områder med særlige drikkevandsinteresser. Det skyldes, at der er meget store regionale forskelle på, hvor meget grundvand, der indvindes pr. arealenhed.

Industrialisering og erhvervsstruktur

I de områder, hvor der tidligere har været eller i dag findes industri og erhverv, er der alt andet lige større risiko for at finde forurening end i de områder, hvor der ikke har været erhvervsaktiviteter. Også hér er der store geografiske variationer, idet der omkring de store byer forventes at være størst erhvervsaktivitet og dermed et større antal forureningskilder.



Figur 2. Til venstre ses fordelingen af kortlagte grunde på landsplan (2008 data) sammenholdt med områder med særlige drikkevandsinteresser (OSD-områder). Til højre ses en opgørelse af vandværkernes indvindingstilladelser fordelt på områder på 5x5 km.

Figur 2 viser nogle af de regionale forskelle. Det fremgår blandt andet, at presset på grundvandet er større på dele af Sjælland end i resten af Danmark. Dette er årsagen til, at der er udpeget store områder med særlige drikkevandsinteresser på Sjælland, hvor befolkningstætheden og indvindingspresset er størst.

BORGERSERVICEOPGAVER

Ud over den offentlige indsats er regionerne involveret i en lang række andre myndighedsopgaver som er direkte relateret til borgerservice. Det drejer sig bl.a. om:

- Måltrettet rådgivning og vejledning til borgere om sundhedsrisikoen ved jordforurening.
- Behandling af forespørgsler fra ejendomsmæglere, advokater og borgere om oplysninger om konkret jordforurening, fx i forbindelse med køb og salg af ejendomme.
- Udtalelser i forbindelse med kommunernes tilladelser til byggeri og ændret anvendelse på forurenede grunde.
- Godkendelse af privat finansierede forureningsundersøgelser og oprensninger i forbindelse med fx salg og byggeri.
- Godkendelse af undersøgelser og oprensninger på gamle tank- og servicestationer betalt af Oliebranchens Miljøpulje.

Borgerserviceopgaverne spænder med andre ord bredt – lige fra råd og vejledning om jordforurening til behandling af de knap 100.000 årlige forespørgsler om jordforurening og mere end 4000 sager om undersøgelser og oprensninger betalt af private grundejere og bygherrer. Nogle af borgerserviceopgaverne skal ifølge jordforureningsloven udføres inden for bestemte tidsgrænser. Det gælder fx regionernes udtalelser i forbindelse med byggeri og ændret anvendelse på forurenede grunde.

Regionerne har ikke særlige ressourcer til at behandle borgerserviceopgaverne, som derfor skal udføres inden for den samme ramme som opgaverne i forhold til den offentlige indsats. Det giver udfordringer, idet regionerne ikke i samme grad som ved de miljø- og sundhedsprioriterede opgaver kan styre opgaveflowet.

Borgerserviceopgaverne giver med andre ord store bindinger i forhold til regionernes opgaver med den offentlige indsats, således at denne må nedprioriteres og serviceniveauet i perioder kan forringes.

Udover borgerserviceopgaverne medfører boligejernes særlige ret til at få deres grund undersøgt indenfor et år, at regionerne må tilpasse antallet af vidensniveau 1 kortlægninger til de ressourcer, der er til rådighed til undersøgelser. Ellers risikerer regionerne at være nødsaget til kun at undersøge forurening på boliggrunde (fx kontaktrisiko med jord) på bekostning af især den grundvandsrettede indsats, som regionerne selv fastlægger.

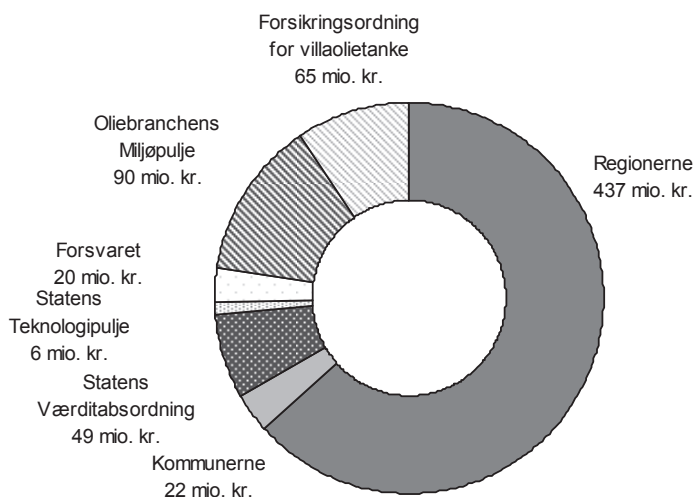
Også oprensning af forurening på boliggrunde udført efter værditabsordningen (efter "først til mølle"-princippet i modsætning til den miljø- og sundhedsprioriterede indsats) kan falde i store sammenhængende puljer der kræver mange ressourcer i den enkelte region.

RESSOURCEFORBRUGET I 2009

I 2009 blev der brugt 689 mio. kr. på indsatsen på jordforureningsområdet. Hertil skal lægges et beløb på i størrelsesordenen 100-350 mio. kr. som skønnes anvendt i forbindelse med privat finansierede undersøgelser og oprensninger.

Figur 3 viser, hvordan de 689 mio. kr. er fordelt mellem de forskellige aktører. Som det fremgår, er regionerne den største aktør på jordforureningsområdet (efterfulgt af private grund-

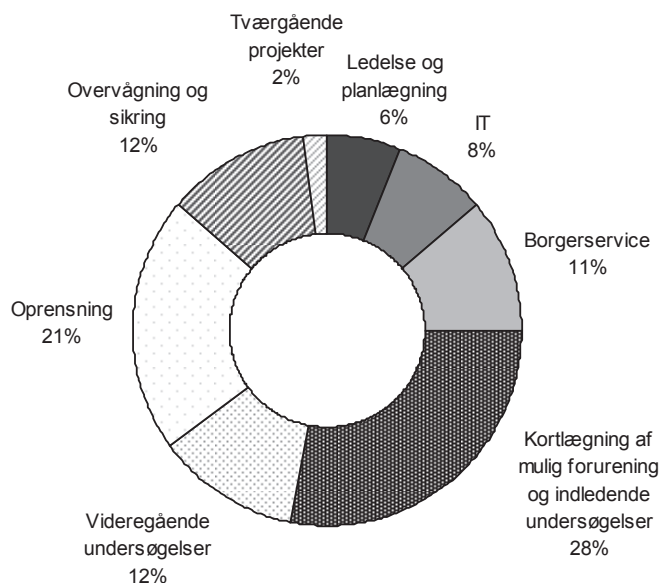
ejere og bygherrers indsats. Denne indsats er imidlertid kun skønnet og derfor ikke medtaget i figuren).



Figur 3.
Runde tal for det økonomiske forbrug på jordforureningsområdet i 2009 – i alt 689 mio. kr. – fordelt på de forskellige aktører.

Opgørelsen er dog undtaget det beløb som private grundejere og bygherrer skønnes at have brugt på at undersøge og rense op. Skønnet 100-350 mio. kr.

Figur 4 viser regionernes samlede ressourceforbrug (årsværk og øvrige udgifter) på 437 mio. kr. fordelt på otte hovedopgaver.



Figur 4.
Den procentvise fordeling af regionernes samlede ressourceforbrug i 2009 på 437 mio. kr. fordelt på otte hovedområder.

Det fremgår af figur 4, at regionerne i runde tal bruger en fjerdedel af ressourcerne på kortlægning af mulig forurening og indledende undersøgelser, halvdelen af ressourcerne på oprensning af forurening (og de hertil relaterede opgaver som afgrænsende undersøgelser, drift af tekniske oprensningsanlæg, overvågning af forurening og udvikling af nye metoder og teknikker), mens den sidste fjerdedel af ressourcerne bruges på borgerserviceopgaver, ledelse, planlægning og it.

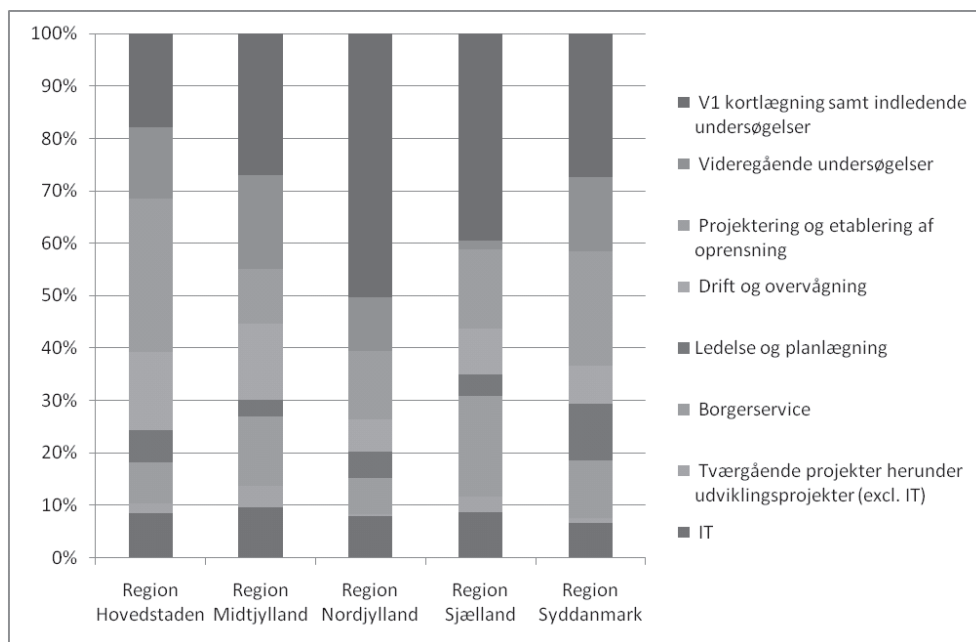
Figur 5 viser den procentvise fordelingen af anvendelsen af ressourcerne i hver af de fem regioner. Det fremgår af figuren, at alle fem regioner anvender betydelige ressourcer på borgerserviceopgaver.

Det fremgår også, at Region Hovedstaden og Region Syddanmark anvender en større andel af ressourcerne på oprensninger, end det er tilfældet i Region Sjælland, Region Midtjylland og Region Nordjylland.

En stor del af Region Hovedstaden og Region Syddanmarks midler til oprensning er brugt på tre store jordforureninger, som hver for sig koster mere end 10 mio. kr. at rense op.

I Region Nordjylland og Region Sjælland er andelen af ressourcerne, der anvendes på kortlægning, højere end i de øvrige regioner. Dette er blandt andet et udtryk for, at de tidligere amter har haft forskellige strategier for kortlægningsarbejdet – herunder omfang og tidshorisont for arbejdet. Region Sjælland har eksempelvis overtaget mange sager fra de tidligere amter, hvilket har udløst et stort antal kortlægninger med deraf følgende undersøgelser af boliger. I Region Nordjylland er det en politisk beslutning at opprioritere kortlægningen.

I Region Midtjylland afspejler den politiske målsætning om at få et samlet overblik over forureningerne sig i, at der her anvendes relativt mange ressourcer på undersøgelser og færrest ressourcer på oprensning.



Figur 5. Fordelingen af regionernes ressourceforbrug i 2009 på otte poster, som procent af det samlede forbrug inkl. personaleomkostninger. For Region Nordjylland er årsværk benyttet i driftssammenhæng indeholdt under projektering og etablering af afværge. For Regions Syddanmark indgår huslejeomkostninger i Ribe og Odense i ledelses og planlægningsomkostningerne.

REGIONERNES INDSATS I 2009 – KORT BESKREVET

Regionernes indsats i 2009 med at sikre drikkevandet, sikre menneskers sundhed og yde service til borgerne kan kort fortalt opdeles i følgende:

Regionernes indsats for at sikre drikkevandet

Regionerne har brugt 152 mio. kr. på at undersøge, oprense og overvåge 800 forureninger, som kan true drikkevandet. Heraf er 40 mio. kr. brugt på tekniske anlæg, der renser forurenede jord og grundvand og overvågning af forurening. En del af forureningerne kan også udgøre en risiko for menneskers sundhed.

Firs procent af oprensningerne er relateret til forurening med klorerede opløsningsmidler, der blandt andet har været brugt til rensning af tøj og rengøring af metaldele. Forurening med klorerede opløsningsmidler giver også ofte anledning til indeklimarisiko i bygninger ovenpå forureningen. Det er dyrt og teknisk meget krævende at fjerne forurening med klorerede opløsningsmidler – i nogle tilfælde er det umuligt.

Regionernes indsats for at sikre menneskers sundhed

Regionerne har brugt 56 mio. kr. på at undersøge, oprense og overvåge forurening på 643 grunde, hvor der kan være en risiko for menneskers sundhed. Oprensningerne har primært omfattet forurening med olie, tjærestoffer og klorerede opløsningsmidler.

Derudover har regionerne gennemført en særlig indsats på børneinstitutioner, hvor jorden kan være forurenede. Det skyldes, at børn både er mere udsatte og mere følsomme over for forurenede jord end voksne, og at børn opholder sig hele dagen i børneinstitutionen. Regionerne har i 2009 brugt 19 mio. kr. på at gennemgå og undersøge 875 børneinstitutioner, samt oprense forurening på 30 institutioner.

Regionernes indsats med at yde service til borgerne

Regionerne har brugt 48 mio. kr. på borgerserviceopgaver, som blandt andet har omfattet

- behandling af 100.000 forespørgsler fra ejendomsmæglere og advokater om jordforurening,
- behandling af 363 sager om byggeri og ændret anvendelse på forurenede grunde, og
- behandling af 4168 sager om undersøgelser og oprensninger betalt af grundejere og private bygherrer.

KONKLUSION

Med Depotrådets "Redegørelse om jordforurening 2009" er der for første gang udarbejdet en fyldestgørende og retvisende beskrivelse af regionernes arbejde med jordforureningsområdet.

Redegørelsen beskriver de forskelle, der er i den regionale ramme i forhold til prioritering af opgaverne. Forskelle som bevirker, at regionerne må prioritere arbejdet med indsatsen mod jordforurening forskelligt alt afhængig af behov, udfordringer og politiske beslutninger.

Redegørelsen viser, at regionerne bruger trefjerdedele af ressourcerne på at opspore, kortlægge, undersøge, oprense og overvåge forureninger, mens den sidste fjerdedel bruges på borgerserviceopgaver, ledelse, planlægning og it.

Borgerserviceopgaverne og visse af regionernes opgaver med den offentlige indsats er bundet op på tidsfrister, som medfører, at regionernes ressourcer i et stadigt øget omfang bliver bundet til opgaver, som regionerne ikke selv kan styre flowet i.

Den samlede ressourcebelastning i forbindelse med de bundne opgaver er styrende for, hvor hurtigt regionerne kan gennemføre den miljø- og sundhedsprioriterede indsats med opsporing, kortlægning, undersøgelser og oprensninger af jord- og grundvandsforurening. Dette kan blive en udfordring for regionerne i fremtiden.

LITTERATURHENVISNING

/1/ Redegørelse om jordforurening 2009, Depotrådet, Redegørelse Nr. 1 2011

/2/ Hovedpunkter – Redegørelse om jordforurening 2009, Depotrådet, Januar 2011

"SLAGGESAGEN" - SAGEN, DOMMEN OG KONSEKVENSER

Advokat (H) Håkun Djurhuus
Lind Cadovius Advokataktieselskab

*Domsudskrift og
artikel fra Videncenter for Jordforurening, blad nr. 3, 2010*

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

**UDSKRIFT
AF
HØJESTERETS DOMBOG**

**HØJESTERETS DOM
afsagt tirsdag den 9. november 2010**

Sag 76/2009

(1. afdeling)

Katrine Højring og

Jens Nytoft Rasmussen

(advokat Vivi Bruhn Knudsen for begge, beskikket)

mod

Region Hovedstaden

(advokat Håkun Djurhuus)

Biintervenient til støtte for appellanterne:

Affald Danmark

(advokat Mogens Moe)

Biintervenient til støtte for indstævnte:

Miljøstyrelsen

(kammeradvokaten ved advokat Britta Moll Bown)

I tidligere instans er afsagt dom af Østre Landsrets 6. afdeling den 15. januar 2009.

I pådømmelsen har deltaget ni dommere: Børge Dahl, Peter Blok, Lene Pagter Kristensen, Jytte Scharling, Niels Grubbe, Marianne Højgaard Pedersen, Poul Dahl Jensen, Henrik Waaben og Michael Reklings.

Påstande

Appellanterne, Katrine Højring og Jens Nytoft Rasmussen, har gentaget deres påstande.

Indstævnte, Region Hovedstaden, har påstået stadfæstelse, dog med bemærkning om, at sagsomkostningsbeløbet tilkendt af landsretten bør forhøjes, hvorved regionen har henvist til

Højesterets kendelse af 23. oktober 2009.

Supplerende sagsfremstilling

I brevet af 5. maj 2004 fra Frederiksborg Amt til Katrine Højring og Jens Nytoft Rasmussen, hvori amtet traf afgørelse om kortlægning af parkeringsarealet, hedder det bl.a.:

”Frederiksborg Amt har indført et system til nuancering af grunde kortlagt på vidensniveau 2. Systemet skal gøre det nemmere for ejendomsmarkedets parter at vurdere en given forurenings betydning for boliganvendelsen. Systemet er beskrevet i vedlagte pjece.

Din ejendom er hermed kategoriseret i Forureningsklasse 0 (F0).”

I den vedlagte pjece hedder det bl.a.:

”Systemet til nuancering af jordforurening inddeler boliggrundene i tre kategorier: F0, F1 og F2. F0 betyder, at forureningen ikke udgør en risiko for anvendelsen af hus og have”.

Om kategori F0 hedder det uddybende:

”Forureningsklasse 0 – F0

Forureningen er uden betydning for den nuværende anvendelse af hus og have.

Forureningen ligger enten under bygning, tæt belægning eller så langt under jordoverfladen, at der ikke er risiko for kontakt med forureningen ved almindelig brug af hus og have.

Forureningen er udelukkende kortlagt for at sikre, at den forurenede jord ikke flyttes og for at undgå, at man – uden at vide det – kommer i kontakt med forurenede jord.

Amtet laver ikke yderligere undersøgelser eller oprydning af forurening, medmindre forureningen udgør en risiko for grundvandet.

...

Jordforureningens betydning

Er jorden forurenede, kan der være stor forskel på, hvilken sundhedsmæssig betydning forureningen udgør.

Jordforurening uden betydning – F0

Nogle jordforureninger har ingen sundhedsmæssig betydning ved almindelig brug af hus og have. Disse forureninger ligger på en sådan måde, at man ikke kommer i direkte kontakt med dem ved almindelig brug af hus og have.

Det kan f.eks. være forurening med tungmetaller, hvor de øverste forurenede jordlag er udskiftet med ren jord. Det kan også være forurening med olie fra en nedgravet tank el-

ler et nedgravet rør, der ligger så dybt, at der ikke sker en påvirkning af indeklimaet i boligen.

Forurening med f.eks. tjære eller tungmetaller, der ligger under fast belægning, er også uden betydning, da belægningen sikrer, at man ikke kan komme i kontakt med jordforureningen.

Der kan også være efterladt en rest af forurenede jord, efter at en boliggrund er rensset op. Restforureningen er efterladt, fordi den ikke har nogen sundhedsmæssig betydning ved almindelig brug af hus og have.

Boliggrunde med sådanne typer jordforurening vil få en F0'er.

Forureningen er kortlagt for at sikre, at den forurenede jord ikke flyttes og for at undgå, at man, uden at vide det, kommer i kontakt med den forurenede jord."

Ved Højesterets kendelse af 23. oktober 2009 bestemtes, at det salær, som landsretten havde tilkendt advokat Vivi Bruhn Knudsen som beskikket advokat for Katrine Højring og Jens Nytoft Rasmussen på 165.000 kr. med tillæg af moms, skulle forhøjes til 350.000 kr. med tillæg af moms.

Forklaringer

Til brug for Højesteret har skønsmanden, Peter E. Holm, afgivet supplerende forklaring.

Retsgrundlaget

I medfør af den dagældende § 11 i miljøbeskyttelsesloven blev der udstedt bekendtgørelse nr. 568 af 6. december 1983 om anvendelse af slagter og flyveaske (slaggebekendtgørelsen). Efter bekendtgørelsens § 7, stk. 2, kunne bl.a. slagter fra forbrænding af affald anvendes uden tilladelse til bl.a. pladser på højst 2.000 m², når afstanden til indvindingsanlæg for vandforsyning, hvortil der stilles krav om drikkevandskvalitet, var mindst 20 m, og slagter udlagdes i lag, der er højst 30 cm tykke.

Kemikalieaffaldsdepotloven fra 1983 var det første regelsæt om registrering af forurenede ejendomme. Den blev i 1990 afløst af affaldsdepotloven. Affaldsdepotloven indeholdt bestemmelser om registrering af visse depoter indeholdende kemikalieaffald eller olieaffald og visse lossepladser, såfremt disse kunne have skadelig virkning på mennesker og miljø. Ifølge bemærkningerne til lovforslaget til affaldsdepotloven (Folketingstidende 1989-90, tillæg A, L 109, sp. 2753) kunne der også blive tale om at anvende loven på f.eks. slaggedepoter.

Som betænkning nr. 1/1996 fra Miljøstyrelsen offentliggjordes en rapport fra et underudvalg under Jordforureningsudvalget med titlen Forurenet jord og uorganiske restprodukter. Betænkning nr. 1/1996 blev medtaget som et bilag til betænkning nr. 2/1996 fra Jordforureningsudvalget om forurenet jord.

I betænkning nr. 1/1996 hedder det bl.a. s. 22 og s. 23:

"1.1.1 Jord som medie for forurening

Der er i dag en voksende erkendelse af, at forurening fra forskellige forureningskilder sammenblandes, omsættes og transporteres i miljøet, og at miljøindsatsen derfor bør tage udgangspunkt i en betragtning af miljøet som en helhed.

...

1.1.2 Jordforureningens karakter

Ukontrolleret affaldsbortskaffelse, oplagring af råvarer og spild fra tankanlæg er de væsentligste kilder til den eksisterende jordforurening. En anden kilde er luftforurening, som afsættes på planter og jord og med tiden ophobes i jordmiljøet.

...

Igennem årene er der sket en udvikling i myndighedernes erkendelse af forureningens karakter. Denne udvikling er først og fremmest sket gennem administrationen af affaldsdepotloven fra 1983 til i dag. Det oprindelige formål med loven var at tilvejebringe et administrativt grundlag for oprydninger efter tidligere tiders nedgravning af kemikalieaffald i jorden. Behovet for en sådan lov var opstået, fordi det havde vist sig, at det nedgravede kemikalieaffald kunne medføre sundhedsmæssig risiko og alvorlig fare for jord- og grundvandsforurening. Efter lovens vedtagelse begyndte amtskommunerne arbejdet med at opspore gamle kemikalieaffaldsdepoter. Det viste sig, at også andre typer affald kunne medføre forurening af grundvand og skade sundheden. Det gjaldt dels olieaffald og dels blandet affald i gamle lossepladser. Disse affaldstyper blev derfor inkluderet i loven i 1990.

Fra 1990 til i dag er kortlægnings- og undersøgelsesarbejdet fortsat samtidig med, at oprydningssindsatsen er steget. Det har vist sig, at mange forureninger har en karakter, der vanskeligt kan beskrives som "affaldsdepoter", men snarere som "forurenede grunde". Forureningen er mere eller mindre spredt i de øvre jordlag på grund af mange års menneskelig aktivitet. Forureningens fysiske form er ikke altid klart afgrænset affald, idet der er gradvise overgange mellem affaldsopblandet jord og jordopblandet affald.

Et andet karakteristisk træk er, at der registreres forurening, som ikke med sikkerhed kan siges at stamme fra spildt, henlagt eller nedgravet affald. Det kan for eksempel være rester af slagge eller tjære, som er spredt efter anvendelse i veje eller lignende, eller med det formål at bekæmpe ukrudt."

S. 26 omtales slaggebekendtgørelsen, og det anføres om denne bl.a.:

"De tilladte totalkoncentrationer af tungmetaller i slagge og flyveaske til fri anvendelse ved f.eks. anlæggelse af ridestier og parkeringsarealer ligger betydeligt over de tilsva-

rende koncentrationer, som accepteres efterladt i jord i forbindelse med oprydninger på depotgrunde. Det er således muligt uden tilladelse at udlægge slagger med højt tungmetallindhold efter afgravning af tungmetalholdig jord, og denne forskel har vel at mærke ikke hidtil været begrundet i dokumenterede forskelle i de to tungmetalkilders farlighed i relation til spredning i form af støv eller i relation til nedsivning til grundvandet.

På baggrund af disse paradokser i den nuværende regulering, samt en generel mere forsigtig holdning til håndteringen af tungmetalholdige materialer og et øget kendskab til udvaskeligheden af diverse salte og tungmetaller fra slagger og flyveaske er det i dag klart, at bestemmelserne om anvendelse af såvel jord som restprodukter bør revurderes.”

I betænkning nr. 2/1996 fra Miljøstyrelsen hedder det bl.a. s. 61 og 62:

”5.3 Hvad skal kortlægningen anvendes til?

De mere specifikke formål med udførelse af kortlægningsarbejdet kan nærmere beskrives som følger:

Tilrettelæggelse af den offentlige oprensningsindsats

...

Myndighedernes vejledning af grundejerne og fastsættelse af generelle regler

...

Grundlag for en anmeldeordning til sikring af sundhed og miljø ved byggeri og ændret anvendelse på visse af de forureningskortlagte ejendomme

...

Styring af jordstrømme

Erfaringerne viser, at jordflytninger skaber nye miljøproblemer. Jord, der skal flyttes i forbindelse med bygge- og anlægsarbejder, ender ofte i grusgrave eller på losse- og fyldpladser uden den nødvendige kontrol af, hvorvidt jorden er forurenet eller ren. Forurenet jord blandes med ren jord, hvorved der kan opstå nye forureninger.

...

På denne baggrund foreslår udvalget, at kortlægningen skal indgå som grundlag for den fremtidige administration i forbindelse med miljøsikring af jordstrømme. ...

...

5.5. Forureningskortlægningen

Med forureningskortlægningen skal der gennemføres en kortlægning af jordforureningstilstanden. Kortlægningen skal udpege arealer, der er potentielt eller erkendt forurenede. Kortlægningen gennemføres af miljømyndighederne efter en samlet vurdering på baggrund af eksisterende viden og efter centralt fastsatte retningslinier ... Det vil sige, at kortlægningen ikke forudsætter, at der foretages tekniske undersøgelser, og kortlægningen skal ikke automatisk følges op af en myndighedsbetalt forureningsundersøgelse, som det hidtil har været tilfældet efter affaldsdepotloven (registreringsundersøgelser).

Kortlægningen skal bl.a. angive gamle industriområder og lossepladser, opfyldte havneområder, samt kortlagte og registrerede depoter. Kortlægningen skal eksempelvis til- lige omfatte arealer, hvor der er sket en opfyldning med forurenede jord, hvor der i hen- hold til gældende regler er placeret slagter og flyveaske, hvor en nuværende eller tidli- gere skydebane har medført en blybelastning af jorden, eller hvor der kun er sket en delvis oprensning.

Kortlægningen skal således fastholde den viden om forureningstilstanden, som miljø- myndighederne besidder til enhver tid."

Jordforureningsloven, lov nr. 370 af 2. juni 1999 om forurenede jord, erstattede bl.a. affaldsde- potloven. Den bygger på Jordforureningsudvalgets samlede betænkning. I loven hedder det bl.a.:

"Kap. 1. Formål mv.

§ 1

Loven skal medvirke til at forebygge, fjerne eller begrænse jordforurening og forhindre eller forebygge skadelig virkning fra jordforurening på grundvand, menneskers sundhed og miljøet i øvrigt.

Stk. 2. Med loven tilsigtes særligt at

...

2) forebygge sundhedsmæssige problemer ved anvendelsen af forurenede arealer,

...

4) forebygge yderligere forurening af miljøet i forbindelse med anvendelse og bortskaf- felse af jord ...

...

§ 2

Loven omfatter jord, der på grund af menneskelig påvirkning kan have skadelig virk- ning på grundvand, menneskers sundhed og miljøet i øvrigt.

...

Kap. 2. Forureningskortlægning og tilladelse til ændret arealanvendelse mv.

...

§ 5

Et areal betegnes som kortlagt på vidensniveau 2, hvis der er tilvejebragt et dokumenta- tionsgrundlag, der gør, at det med høj grad af sikkerhed kan lægges til grund, at der på arealet er en jordforurening af en sådan art og koncentration, at forureningen kan have skadelig virkning på mennesker og miljø.

§ 6

...

Stk. 2. Kommunalbestyrelsen fastlægger de arealer, der anvendes til bolig, børneinstitution eller offentlig legeplads. ... Kommunalbestyrelsen fastlægger endvidere de arealer, der anvendes til rekreativt område, alment tilgængeligt område, kolonihave, sommerhusgrund eller institution.

...

§ 8

Når en ejer har modtaget underretning om kortlægning, jf. § 12, stk. 1, skal ejer eller bruger ansøge amtsrådet om tilladelse, før den pågældende ændrer anvendelsen af det kortlagte areal til et af de i § 6, stk. 2, nævnte formål.

Stk. 2. Hvis ... det kortlagte areal anvendes til et af de formål, der er nævnt i § 6, stk. 2, skal ejer eller bruger ansøge amtsrådet om tilladelse før påbegyndelsen af et bygge- og anlægsarbejde på arealet.

...

Kap. 6. Bortskaffelse og anvendelse af jord

§ 50

Enhver, der flytter jord uden for den ejendom, hvor der er opgravet, og enhver, der anvender sådan jord, skal sikre sig, at jorden ikke giver anledning til skadelig virkning på grundvand, menneskers sundhed og miljøet i øvrigt.

Stk. 2. Opgravning og flytning af forurenede jord og jord fra en kortlagt ejendom, en kortlagt del af en ejendom eller et areal, som anvendes til offentlig vej, skal af vedkommende anmeldes til kommunalbestyrelsen."

I lovforslaget til jordforureningsloven hedder det i de specielle bemærkninger bl.a. (Folketingstidende 1998-99, tillæg A, L 183, s. 4327 ff.):

"Til kapitel 1

...

Forslaget til lov om forurenede jord tager udgangspunkt i situationen, hvor der er sket forurening. De bestemmelser, der skal beskytte miljøet mod, at forurening sker, findes fortsat i miljøbeskyttelsesloven. Lovforslaget har imidlertid et selvstændigt forebyggende sigte, idet det er en overordnet målsætning at forhindre ny forurening og nye miljøproblemer som følge af flytning af jord samt gennem overvågning af forurenings-tilstanden i jorden og gennem en prioriteret og målrettet indsats at undgå yderligere spredning af jordforurening.

...

Hensynet til sundheden for de mennesker, som anvender arealerne, er også et bærende hensyn. Målet er, at der gennem et samspil mellem de krav, der stilles til de nuværende ejere og brugere af forurenede arealer, til de kommende bygherrer og til den offentlige indsats, sikres en sundhedsmæssig acceptabel anvendelse af arealerne og en begrænsning af eksponeringen.

...

Til § 1

...

Ved jordforurening forstås en menneskeskabt handling eller aktivitet, hvor jorden tilføres stof eller stoffblanding, som på grund af dets egenskaber og mængde over tid kan være til fare for mennesker og miljø, begrænse anvendelsen af miljøet eller føre til, at det naturlige baggrundsniveau øges.

Bestemmelsen i § 1 angiver lovforslagets grundlæggende princip om, at yderligere jordforurening skal forebygges bl.a. ved styring af jordstrømme og ved overvågning af forureningstilstanden i jorden, således at der kan skabes grundlag for og gennemføres en koordineret og målrettet indsats. ...

...

Til § 2

Bestemmelsen i § 2 er en udvidelse af de gældende regler i affaldsdepotloven. Lovforslaget omfatter således enhver jordforurening, uanset hvornår den er opstået og uanset hvordan forureningen af jorden er sket. Det er ikke med formuleringen, at loven omfatter "jord", tanken, at anvendelsesområdet indsnævres i forhold til den gældende affaldsdepotlovs anvendelsesområde. Det vil sige, at også affaldsdeponering i jorden, f.eks. i form af tønder med et indhold af forurenende stoffer eller i form af forurenede bygningsmateriale, kan være omfattet af loven. Forurenede bygninger eller bygningsanlæg omfattes ikke af loven.

Forurenede jord dækker også olieforurenede sand eller andre jordbestanddele, som er forurenede med forskellige stoffer.

...

Til §§ 4 og 5

Med bestemmelserne foreslås en kortlægningsmodel, hvorefter der kortlægges på to vidensniveauer. § 4 angiver, hvornår der kortlægges på vidensniveau 1 og § 5 angiver, hvornår der kortlægges på vidensniveau 2. Kortlagte arealer indføres i et register, jf. forslagens § 14.

Kortlægningen på vidensniveau 1, henholdsvis vidensniveau 2, kan typisk bl.a. omfatte gamle industriområder og lossepladser, opfyldte havneområder samt kortlagte henholdsvis registrerede grunde i medfør af affaldsdepotloven. Kortlægningen kan tillige omfatte arealer, hvor der er sket en opfyldning med forurenede jord, hvor der er placeret slagter og flyveaske, hvor en nuværende eller tidligere skydebane har medført blybelastning af jorden eller forurenede arealer, hvor der kun er sket delvis oprydning.

Den foreslåede kortlægningsmodel indebærer ikke i alle tilfælde, at amterne skal foretage tekniske undersøgelser af en sådan art eller et sådant omfang, som var krævet som grundlag for en afgørelse om registrering efter affaldsdepotloven. Dette skyldes opdelingen af kortlægningen i en kortlægning på vidensniveau 1 og en kortlægning på vidensniveau 2. Kravet til undersøgelser, som grundlag for en kortlægning på vidensniveau 2, svarer til kravet ved en registrering efter affaldsdepotloven.

...

Miljøstyrelsens vejledning nr. 6, 1998, om oprydning på forurenede lokaliteter indeholder jordkvalitetskriterier og grundvandskvalitetskriterier, som kan anvendes som retningsgivende for, hvornår den skadelige virkning af en forurening gør, at en lokalitet bør kortlægges på vidensniveau 2.

Kortlægningen sker uden hensyntagen til, hvornår og hvordan en forurening kan være eller er sket. ...

...

Kortlægningen skal samtidig sikre, at den viden om forureningstilstanden, som miljømyndighederne besidder, fastholdes. Det vil sige, at hvor amtsrådet har kendskab til forurening, skal det pågældende areal kortlægges på vidensniveau 2, selv om arealet i øvrigt ikke er omfattet af indsatsområderne, omfattet af § 6.

...

Til § 6

...

Vurderingen af, om en forurening eller en forureningskilde kan have skadelig virkning på mennesker, relaterer sig i stk. 1, nr. 3, til den *aktuelle* anvendelse af arealet. Amtsrådet kan således ikke, efter denne bestemmelse, udpege arealer, der ikke aktuelt anvendes til bolig, børneinstitution eller offentlig legeplads. Her er tale om en indsnævring i forhold til formuleringerne i §§ 4 og 5, idet §§ 4 og 5 omfatter enhver forurening eller forureningskilde, der kan have skadelig virkning på mennesker, incl. den skadelige virkning, der kan blive aktualiseret ved eventuel senere ændring af arealanvendelsen.

...

Til kapitel 6

Lovforslagets bestemmelser om styring af jordstrømme bygger som en væsentlig forudsætning på, at der gennemføres en forureningskortlægning jf. lovforslagets kapitel 2. Ved hjælp af kortlægningen vil den problematiske jord bedre kunne blive identificeret.”

I Miljøstyrelsens vejledning nr. 8/2000 om kortlægning af forurenede arealer hedder det bl.a. s. 14, 28, 44, 45, 46 og 54:

”2 Definitioner

2.1 Forurennet jord

2.1.1 Generel definition

Ved forurennet jord forstås jord, der på grund af menneskabt handling eller aktivitet er tilført et stof eller en stofblanding, som på grund af dets egenskaber og mængde over tid kan være til fare for mennesker og miljø, begrænse anvendelsen af miljøet eller føre til, at det naturlige baggrunds niveau øges.

...

3 Kortlægning frem til vidensniveau 1

...

Genanvendelsesprojekter med forurennet jord og slagter kortlægges, når de er etablerede, og der ikke længere tilføres materiale. De vil normalt kunne kortlægges direkte på vidensniveau 2. Genanvendelse af rene, nedknuste mursten eller beton kan ikke i sig selv begrunde kortlægning.

...

5 Kortlægning frem til vidensniveau 2

...

5.2 For hvilke arealer skal der tilvejebringes viden på niveau 2?

...

Eksisterende viden [kan] indgå i kortlægningen. Det betyder, at arealer, også uden for indsatsområderne, skal kortlægges på vidensniveau 2, hvis amtet fra tidligere undersøgelser har adgang til viden, der bekræfter, at arealet kan kortlægges på vidensniveau 2. Eksempelvis kan der være tale om restforurening efter frivillig oprydning eller efter udført påbud om oprydning.

...

5.3 Kriterier for kortlægning på vidensniveau 2

5.3.1 Det definitions-mæssige udgangspunkt

...

Kravet om "høj grad af sikkerhed" i § 5 skal forstås som grundejers sikkerhed mod uberettiget kortlægning af et areal, der ikke er forurenat. Der ligger således ikke et miljø- eller sundhedsmæssigt forsigtighedsprincip i formuleringen.

Formuleringen "kan have skadelig virkning" indebærer derimod et miljø- og sundhedsmæssigt forsigtighedsprincip, idet der ikke er krav om påvisning af aktuel skadelig virkning, kun om risiko for skadelig virkning. Heri ligger bl.a. at forureningens skadelige virkning ikke nødvendigvis er aktuel, jf. afsnit 5.3.2.

5.3.2 Tidsperspektivet i vurderingen

§ 5 kan være opfyldt, selv om den skadelige virkning ikke er aktuel. § 5 kan således være opfyldt, selv om

- forureningen befinder sig under bygninger eller varig befæstelse. Det skal tages i betragtning, at bygninger og befæstelse på et senere tidspunkt kan blive fjernet
- forureningen befinder sig under anvendelsesdybden. Det skal tages i betragtning, at jorden på et senere tidspunkt ved bygge- og anlægsarbejder kan komme op til overfladen eller blive transporteret til et andet sted
- forureningen ikke kan have skadelig virkning ved nuværende arealanvendelse til f.eks. industriformål. Det skal tages i betragtning, at arealanvendelsen på et senere tidspunkt kan ændres til f.eks. boligformål
- arealet er beliggende uden for områder med særlige drikkevandsinteresser og uden for vandindvindingsoplande

...

5.3.3 Anvendelse af kvalitetskriterier

...

Det er endvidere vigtigt at være opmærksom på, at den vurdering, der foretages før beslutning om kortlægning, ikke er en konkret risikovurdering i relation til de aktuelle forhold på lokaliteten. Der skal tages mere vidtgående hensyn, idet potentielle fremtidige ændringer skal indgå i vurderingen. Eksempelvis skal kortlægningen forebygge, at der senere opstår miljø- eller sundhedsmæssige problemer, hvis jorden transporteres til et andet sted. Som udgangspunkt må forureningen i jorden ikke overskride jordkvali-

tetskriterierne, og den må ikke føre til overskridelse af luftkvalitetskriterierne eller grundvandskvalitetskriterierne.

...

5.5.6 Genanvendelse af forurennet jord og restprodukter

Deponier og genanvendelsesprojekter for forurennet jord, slagge og flyveaske skal kortlægges, når de er færdige, dvs. når [de] ikke længere tilføres materiale. Det kan f.eks. være støjvolde og pladser, hvor der er anvendt forurennet jord eller slagge efter bestemmelserne i bekendtgørelse om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder. Det samme gælder slagge og flyveaske, der er udlagt efter tidligere regler.

Også fremtidige genanvendelsesprojekter, hvor der er anvendt let forurennet jord eller slagge ... skal kortlægges.”

Bekendtgørelse nr. 655 af 27. juni 2000 om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder (genanvendelsesbekendtgørelsen) afløste med virkning fra den 1. januar 2001 slaggebekendtgørelsen. Efter § 5, stk. 3, i bekendtgørelse 655/2000 sammenholdt med bilag 3 må bl.a. restprodukter i kategori 3 – herunder slagge omfattet af denne sag, jf. skønsmandens svar på spørgsmål 6 – uden tilladelse genanvendes til bygge- og anlægsarbejder på veje og stier på betingelse af, at restproduktet er dækket af en belægning. Efter § 6 er det bl.a. betingelser for anvendelsen af denne kategori, at afstanden til indvindingsanlæg for vandforsyning, hvortil der stilles krav om drikkevandskvalitet, er mindst 30 m, og at restprodukter anbringes over højeste grundvandsspejl.

Bekendtgørelsens § 11 har følgende ordlyd:

”§ 11. Senest 4 uger før genanvendelse af restprodukter i kategori 1, 2 og 3 og jord i kategori 2 og 3 skal brugeren indgive en skriftlig anmeldelse til amtsrådet, hvor arbejdet agtes udført. ...

...

Stk. 5. Anmeldelsen opbevares af myndighederne og indgår i amtets kortlægning efter lov om forurennet jord.”

Ved lov nr. 507 af 7. juni 2006 ændredes jordforureningsloven bl.a. ved indsættelse af en § 12 a, hvori det bl.a. hedder:

”§ 12 a. I forbindelse med en afgørelse om kortlægning på vidensniveau 2 af et areal, der anvendes til bolig, skal regionsrådet ud fra den foreliggende viden nuancere kortlægningen på baggrund af den risiko, den kortlagte forurening udgør eller kan udgøre for den aktuelle anvendelse til boligformål, som

1) F0: Forureningen udgør ingen risiko ved ejendommens aktuelle anvendelse som bolig.”

Det fremgår af lovforslaget, at systemet med nuancering af kortlægningen tidligere på frivilligt initiativ havde været afprøvet i en række amter (Folketingstidende 2005-06, tillæg A, L 213, s. 6881).

Højesterets begrundelse og resultat

Slagger fra affaldsforbrænding, der indgår som en del af jordmediet, må betragtes som en jordforurening, og Højesteret tiltræder derfor, at sådanne slagger er omfattet af jordforureningsloven, uanset om de er udlagt i et særskilt lag eller er blandet med jorden.

Højesteret tiltræder endvidere, at kortlægning efter jordforureningslovens § 5 ikke forudsætter, at forureningen ved den aktuelle anvendelse af ejendommen og den aktuelle placering af den forurenede jord kan have skadelig virkning på mennesker eller miljø, jf. nu også forudsætningen herom i lovens § 12 a, stk. 1, nr. 1. Der kan således lægges vægt på risici, som kan opstå i forbindelse med en ændret anvendelse af ejendommen eller en flytning af den forurenede jord. Det er netop et hovedformål med kortlægningen at forebygge sådanne risici.

Endelig tiltræder Højesteret, at det forhold, at slaggerne er udlagt lovligt – i det foreliggende tilfælde efter reglerne i slaggebekendtgørelsen fra 1983 – er uden betydning for myndighedernes adgang til at kortlægge arealet efter lovens § 5. Dette følger af det nævnte hovedformål med kortlægningen og fremgår af § 11, stk. 5, i bekendtgørelse nr. 655 af 27. juni 2000 om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsvirksomhed.

Som sagen er forelagt, må det lægges til grund, at også de slagger, som nu er placeret i milen, jf. appellanternes påstand 2, hidrører fra de slagger, som blev udlagt på ejendommen i 1992.

Med disse bemærkninger og i øvrigt af de grunde, der er anført af landsretten, stadfæster Højesteret dommen.

Under hensyn til Højesterets kendelse af 23. oktober 2009 forhøjes det sagsomkostningsbeløb, der ved landsrettens dom blev tilkendt Region Hovedstaden til dækning af advokatudgift, med 150.000 kr.

Sagsomkostningerne for Højesteret er fastsat under hensyn til sagens værdi, dens beskaffenhed, herunder dens principielle karakter og videregående betydning, samt det arbejde, der konkret har været forbundet med den.

Thi kendes for ret:

Landsrettens dom stadfæstes med den ændring, at sagsomkostningsbeløbet forhøjes med 150.000 kr. til 360.000 kr.

I sagsomkostninger for Højesteret skal statskassen betale 125.000 kr. til Region Hovedstaden.

De idømte sagsomkostningsbeløb skal betales inden 14 dage efter denne højesteretsdoms afgivelse og forrentes efter rentelovens § 8 a.

--oo0oo--

Udskriftens rigtighed bekræftes.

Højesteret, den 9. november 2010.



Inge Merete Appel

kontorfuldmægtig

ARTIKEL TIL JORDFORURENING – INFO

Af Partner, advokat (H) Håkun Djurhuus

HØJESTERETS DOM I SLAGGESAGEN

Højesteret har den 9. november 2010 afsagt dom i den såkaldte Slaggesag.

Dommen har stor betydning for det fremtidige kortlægningsarbejde for så vidt angår ejendomme, hvorpå der er udlagt restprodukter, såsom flyveaske og slagge.

OM SAGEN

En privat grundejer fik i 1992 – fuldt lovligt og i overensstemmelse med den såkaldte slaggebekendtgørelse (bekendtgørelse nr. 568 af 6. december 1983) – udlagt ca. 500 tons affaldsforbrændingsslagge under et parkeringsareal og i en hesteløbegård.

Udlægningen blev i fuld overensstemmelse med slaggebekendtgørelsen, § 8, stk. 1, anmeldt til det daværende Frederiksborg Amt. Slaggen indeholdt bl.a. tungmetaller, herunder bly i en mængde svarende til 2200 mg/kg TS. Frederiksborg Amt godkendte udlægningen.

Slaggebekendtgørelsen er tillige kommenteret i Miljøstyrelsens cirkulæreskrivelse (CIR. nr. 14001) af 8. december 1983.

I efteråret 2002 varslede Frederiksborg Amt de nuværende grundejere om, at amtet i henhold til jordforureningsloven agtede at kortlægge slaggearealerne på ejendommen som forurenede på vidensniveau 2, jf. jordforureningslovens § 5.

Grundejeren protesterede og gjorde bl.a. gældende, at slaggerne ikke udgjorde nogen risiko ved den aktuelle arealanvendelse (landbrugsejendom og bolig).

Forud for den endelige kortlægningsbeslutning blev der indhentet en tilkendegivelse fra Miljøstyrelsen (af 3. november 2003), hvorved Miljøstyrelsen tiltrådte, at ejendommen kunne kortlægges.

Den 5. maj 2004 kortlagde Frederiksborg Amt parkeringsarealerne, hvorpå der var udlagt slagge, på vidensniveau 2. Slagger under et maskinhus blev udtaget af kortlægningen.

På grund af sagsanlægget udskød Frederiksborg Amt sin beslutning om, at kortlægge arealerne i hesteløbegården, hvorpå der også var udlagt slagge.

Grundejeren udtog herefter den 10. maj 2004 stævning mod Frederiksborg Amt (nu Region Hovedstaden).

I forbindelse med sagens behandling ved Østre Landsret blev der gennemført syn og skøn. Skønsmanden konkluderede i alt væsentligt, at de udlagte slagge ikke udgjorde nogen nævneværdig risiko ved den aktuelle arealanvendelse, men at der ville kunne opstå risiko for forurening, såfremt slaggen efterfølgende blev flyttet og oplagts på en sportsplads, ovenpå en drikkevandsindvindingsboring, i et "surt" miljø eller lignende.

Skønsmanden gennemførte undersøgelser, der viste, at der var sket en vis udvaskning af forurenende sporstoffer fra slaggen, idet jorden 10-20 cm. under slaggen viste forhøjede tungmetalværdier i forhold til referencejord fra dele af ejendommen, hvor der ikke var udlagt slagge.

Jorden, hvortil der var sket en vis udvaskning, overskred dog ikke Miljøstyrelsens vejledende jordkvalitetskriterier.

Kortlægningen skete uden at Frederiksborg Amt forinden havde foretaget konkrete undersøgelser på ejendommen. Der var således på kortlægningstidspunktet ikke udtaget jord- eller grundvandsprøver.

Under sagen biintervenierede Affald Danmark til støtte for grundejeren. Region Hovedstaden havde procestilvarslet Miljøstyrelsen, der herefter valgte at biinterveniere i sagen til støtte for Region Hovedstaden.

Østre Landsret afsagde dom i sagen den 15. januar 2009. Ved dommen blev Region Hovedstaden frifundet, idet Landsretten fandt, at der var fornøden hjemmel til at kortlægge arealerne, hvorpå der var udlagt slagger, på vidensniveau 2 i henhold til jordforureningslovens § 5.

Højesteret stadfæstede den 9. november 2010, med dommerstemmerne 9-0, Østre Landsrets dom.

SAGENS VÆSENTLIGSTE TVISTEPUNKTER

I forbindelse med sagen gjorde grundejeren navnlig følgende hovedargumenter gældende:

1. Slagger er ikke "*jord*", slaggen er udlagt i et lag, der gør, at den ikke er opblandet med jorden, og slaggeudlægningen er derfor slet ikke omfattet af jordforureningsloven, jf. jorddefinitionen i lovens § 2, stk. 1.
2. Grundejeren gjorde gældende, at miljømyndigheden "*med høj grad af sikkerhed*" skulle føre bevis for, at der på arealet "*... er en jordforurening af en sådan art og koncentration, at forureningen kan have skadelig virkning på mennesker og miljø.*"

Grundejeren bestred, at det miljøretlige forsigtighedsprincip var indarbejdet i bestemmelsen, jf. ordene "*kan have skadelig virkning ...*". Man gjorde i denne forbindelse gældende, at ordene "*... med høj grad af sikkerhed*" retter sig både mod spørgsmålet om, hvorvidt der er en jordforurening og mod spørgsmålet om, hvorvidt forureningen kan have skadelig virkning på mennesker og miljø.

3. Grundejeren gjorde gældende, at Region Hovedstaden ikke ved sin vurdering af de mulige skadevirkninger kunne tage hensyn til risikoen ved eventuel senere opgravning og flytning af jord og slagger. Jordflytning skulle således angiveligt ikke være et lovligt kriterium ved kortlægningen. Grundejeren gjorde gældende, at der ikke var nogen risiko for arealanvendelsen ved den aktuelle anvendelse på kortlægningstidspunktet.

4. I Landsretten gjorde grundejeren gældende, at det skulle tillægges betydning til fordel for grundejeren, at slaggerne lovligt var udlagt på ejendommen.
5. Navnlig i Landsretten gjorde grundejerne gældende, at kortlægning ikke kunne finde sted allerede fordi der ikke var gennemført konkrete undersøgelser på ejendommen.

Ad. 1 – Er slagger jord?:

Højesteret anførte herom i sine præmisser, at:

"Slagger fra affaldsforbrændning, der indgår som en del af jordmediet, må betragtes som en jordforurening, og Højesteret tiltræder derfor, at sådanne slagger er omfattet af jordforureningsloven, uanset om de er udlagt i et særskilt lag eller er blandet med jorden."

I forbindelse med sin gennemgang af retsgrundlaget, således som dette var præsenteret af sagen parter, fremhævede Højesteret i dommen, at det allerede i lovforslaget til affaldsdepotloven fra 1990 (Folketingstidende 1989-90, tillæg A, L 109, sp. 2753) blev anført, at det kunne komme på tale, at anvende affaldsdepotloven til registrering af f.eks. slaggedepoter.

Også i betænkningerne forud for jordforureningslovens første version (betænkning nr. 1 og 2/1996) fremgik det, at der ville kunne ske kortlægning af f.eks. "... rester af slagger eller tjære, som er spredt efter anvendelse i veje eller lignende ...".

Af forarbejderne til jordforureningsloven fra 1999 fremgår det af bemærkningerne til de enkelte bestemmelser, at anvendelsen af ordet "jord" ikke indsnævrer forureningstyperne i forhold til affaldsdepotlovens anvendelsesområde, og det nævnes i tilknytning hertil, at forurening, der giver anledning til kortlægning, kan være eksempelvis olieforurenet sand, nedgravede tønder med indhold af forurenende stoffer etc.

Det fremhævedes videre, at det af de samme forarbejder fremgik, at kortlægningen kan omfatte områder, hvorpå der er placeret slagger og flyveaske.

Højesteret har endelig i sin retsgennemgang henvist til kortlægningsvejledningen (vejledning nr. 8/2000), hvoraf det en lang række steder tydeligt fremgår, at arealer, hvor der er anvendt genanvendelse af bl.a. restprodukter skal kortlægges. I kortlægningsvejledningen, pkt. 5.5.6. er det herom anført, at: *"Deponier og genanvendelsesprojekter for forurenede jord, slagger og flyveaske skal kortlægges, når de er færdige ..."*.

Det fremgår direkte af kortlægningsvejledningen, at også ejendomme, hvorpå der sker genanvendelse af restprodukter i overensstemmelse med genanvendelsesbekendtgørelsen, skal kortlægges. Genanvendelsesbekendtgørelsen afløste med virkning fra 1. januar 2001 den tidligere slaggebekendtgørelse.

Ad. 2 – Hjemmelsspørgsmålet:

Højesteret fandt, at der var den fornødne hjemmel til kortlægning af ejendommen. Af retsgennemgangen i Højesterets dom fremgår det, at et citat fra kortlægningsvejledningen, at Region Hovedstaden i henhold til kortlægningsvejledningen i hvert fald har ret, når Regionen anfører, at ordene *"kan have"* er udtryk for det miljømæssige forsigtighedsprincip (vejledningens pkt. 5.3.1.).

Ad. 3 – Kræves der dokumenterbar skadelig virkning ved den aktuelle arealanvendelse eller kan risikoen ved fremtidige jordflytninger tillige inddrages?

I overensstemmelse med Region Hovedstadens anbringender henviser Højesteret i sine præmisser til forudsætningen i jordforureningslovens § 12 a, stk. 1, nr. 1 vedrørende nuancering af vidensniveau 2 kortlagte beboelsesejendomme til "F0". Ved nuanceringen F0 foreligger der ikke nogen risiko ved den aktuelle arealanvendelse. Ikke desto mindre forudsætter bestemmelsen, at der også kan ske kortlægning på vidensniveau 2 i disse situationer.

Højesteret anfører herom konkluderende, at *"Der kan således lægges vægt på risici, som kan opstå i forbindelse med en ændret anvendelse af ejendommen eller en flytning af den forurenede jord. Det er netop et hovedformål med kortlægningen, at forebygge sådanne risici."*

Ad. 4 – Har det nogen betydning, om restprodukterne er udlagt lovligt i overensstemmelse med slaggebekendtgørelsen, genanvendelsesbekendtgørelsen etc.?

Højesteret anfører i sine præmisser, at det er "... uden betydning for myndighedernes adgang til at kortlægge arealet efter lovens § 5, at slaggerne er udlagt lovligt."

Højesteret henviser til jordforureningslovens hovedformål og til genanvendelsesbekendtgørelsen (bekendtgørelse nr. 655 af 27. juni 2000), § 11, stk. 5, der ligeledes forudsætter, at anmeldt genanvendelse af restprodukter kan føre til kortlægning på vidensniveau 2.

DOMMENS PRAKTISKE KONSEKVENSER FOR REGIONERNES FREMTIDIGE FORURENINGSKORTLÆGNING

1. Det følger af jordforureningslovens § 3, at regionsrådet har pligt til, i samarbejde med kommunalbestyrelsen, at kortlægge forurenede, og antageligvis forurenede, ejendomme på vidensniveau 1 (JFL § 4), henholdsvis vidensniveau 2 (JFL § 5).

Ifølge forudsætningen i genanvendelsesbekendtgørelsen § 11, stk. 5, af Miljøstyrelsens kortlægningsvejledning og nu også ifølge Højesterets dom i slaggesagen, skal ejendomme, hvorpå der er udlagt forurenede restprodukter, herunder slagger og flyveaske, kortlægges på vidensniveau 2.

Regionerne prioriterer dog naturligvis selv sin kortlægningsindsats.

Der er p.t. kortlagt hundredevis af ejendomme på grund af slaggeudlægning på ejendommene. Kortlægningen af slaggeejendommene har imidlertid af en række regioner været sat i bero på afventning af dommen fra Højesteret i slaggesagen. Dommen foreligger nu, og den er ganske klar. Regionerne har pligt til at kortlægge ejendomme, hvorpå der er udlagt restprodukter, såsom slagger og flyveaske, såfremt restprodukterne indeholder store koncentrationer af forurenende stoffer.

2. Både i henhold til slaggebekendtgørelsen og i henhold til den nugældende genanvendelsesbekendtgørelse foreligger der pligt til at anmelde udlægning

af restprodukter, såsom affaldsforbrændingsslagge og flyveaske til miljømyndighederne. Ved hjælp af disse anmeldelser vil det i regionerne formentlig hurtigt kunne klarlægges, på hvilke ejendomme der har fundet udlægning af restprodukter sted, og disse ejendomme vil herefter kunne kortlægges på vidensniveau 2, såfremt restprodukterne indeholder større koncentrationer af forurenende stoffer.

Regionsrådet behøver som udgangspunkt ikke i forbindelse med en sådan kortlægning, at foretage konkrete undersøgelser på ejendommen. Kendskab til indholdet af forurenende stoffer i restprodukterne vil være tilstrækkeligt. Regionsrådet vil således alene skulle sikre sig, at slaggeudlægningen ikke senere er bortskaffet, ligesom man naturligvis vil skulle forvarsle en kortlægning med henblik på at indhente grundejerens eventuelle bemærkninger. Kortlægning kan imidlertid i alt væsentligt ske som "*skrivebordsarbejde*" uden større ressourceanvendelse.

3. Det er ikke en betingelse, at restprodukterne udgør en risiko ved den aktuelle arealanvendelse. De teoretiske risici ved senere flytning af den forurenede jord/restprodukterne, henholdsvis ændret arealanvendelse, er tilstrækkeligt til at hjemle en kortlægning.
4. Det kan nu lægges til grund, at restprodukter indeholdende forhøjede værdier af forurenende stoffer er omfattet af jordforureningsloven, såfremt de er i kontakt med jordmediet. Det følger imidlertid af en ældre vejledende udtalelse fra Miljøstyrelsen, at restprodukter anvendt eksempelvis som funderingsmateriale, som ligger indenfor bygningsarealerne, og som ikke er nedgravet dybere end underkanten af ejendommens fundamenter, er at betragte som bygningsmaterialer, der ikke er omfattet af jordforureningsloven.
5. Slaggedommen vedrører alene affaldsforbrændingsslagger med et højt tungmetallindhold. På baggrund af højesterets præmisser kan det efter min opfattelse lægges til grund, at også røggasaffald og flyveaske, der indeholder forhøjede koncentrationer af forurenende stoffer, efter omstændighederne kan berettige kortlægning på vidensniveau 2.

Højesterets henvisning til genanvendelsebekendtgørelsens § 11, stk. 5 indebærer, at i princippet enhver genanvendelse af restprodukter, der er forurenede, kan føre til kortlægning.

For så vidt angår spildevandsslam fremhæves det dog, at det af jordforureningslovens § 2, stk. 3 fremgår, at jordforureningsloven ikke omfatter jordbrugsmæssig spredning af slam, gødning og pesticider m.v.

Det bemærkes for god ordens skyld, at denne artikels forfatter repræsenterede Region Hovedstaden i forbindelse med sagens behandling ved Østre Landsret og ved Højesteret.

ARSENIK OG GAMLE FRUGTPLANTAGER

Kemiingeniør Lisbeth Bergman
Region Sjælland

Cand.mag. Stefan Outzen
Stefan Outzens Projects

Civilingeniør Katrine Smith
Miljøstyrelsen

MSc.Env.Tech Anke Oberender
Seniortoksikolog, cand.brom. Helle Buchardt Boyd
DHI Vand Miljø Sundhed

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

På baggrund af et konstateret jordforureningsproblem i forbindelse med tidligere tiders sprøjtning i en frugtplantage opstår der mange spørgsmål vedr. omfang, risiko, farlighed og administrativ behandling af problemet. De forskellige sider af problematikken søges belyst gennem tre projekter hvis formål og resultater kort opsummeres herunder.

BAGGRUND

Konstateringer af høje koncentrationer af bly, kobber og arsen i den tidligere frugtplantage Guldborghave har resulteret i en erkendelse af, at der inden for frugtavl har været anvendt bekæmpelsesmidler, som i et ikke nærmere klarlagt omfang kan medføre jordforurening.

På den baggrund har Region Sjælland i samarbejde med Miljøstyrelsen gennemført en historisk undersøgelse, der nærmere skal belyse omfanget af brugen af bekæmpelsesmidler med potentiale for akkumulering inden for frugtavl generelt, samt i hvilket omfang disse stoffer skal forventes genfundet i jord, der har været udsat for disse stoffer.

Undersøgelsen har vist, at hovedproblemet synes at være arsen, som således kan udgøre en forureningsmæssig risiko. Denne erkendelse rejser en række spørgsmål, som fordeler sig på to områder:

1. Miljø- og sundhedsrisiko

- Er der et generelt problem i forhold til de fastsatte jordkvalitetskriterier?
- Kan jordforurening med arsen udgøre en grundvandsrisiko?
- Hvor farligt er arsen?
- Hvor biotilgængeligt er arsen?
- Optages arsen i frugt, der dyrkes på arsenforurenede jord?

2. Regulering

- Kan problemet håndteres inden for eksisterende lovgivning?

Spørgsmålene er søgt besvaret gennem tre projekter:

1. Historisk redegørelse for anvendelsen af bekæmpelsesmidler inden for frugtavl og med potentiale for ophobning i jorden/Teknologiprojekt (udkast), Miljøstyrelsen.
2. Sundhedsmæssige aspekter for arsen, bly, cadmium og PAH'er/Region Sjælland.
3. Biotilgængeligheden af arsen/Teknologiprojekt (udkast), Miljøstyrelsen.

Teknologiprojekterne er ved at være fremme ved deres afslutning og fremlæggelsen herunder afspejler ikke nødvendigvis Miljøstyrelsens holdning.

Nærværende artikel redegør nærmere for formål, metode og resultater for de tre projekter.

Projekt 1: Brugen af bekæmpelsesmidler med indhold af immobile stoffer inden for frugtavl

Formål

Undersøgelsen har til formål:

- a) at identificere bekæmpelsesmidler med indhold af immobile stoffer, der har været anvendt inden for frugtavl til forskellig tid, i hvilke kulturer og i hvilke mængder,
- b) at vurdere forureningsrisikoen for de enkelte stoffer i forhold til plantekulturer, driftsperioder og tid, og
- c) at eftervise sammenhæng mellem driftsperiode samt plantekulturer og konstaterede koncentrationer af de identificerede stoffer.

Erkendelserne skal danne grundlag for en vurdering af behov for indsats og være retningsgivende for, hvordan undersøgelser på udsatte arealer udføres.

Metode

Undersøgelsen er primært gennemført på grundlag af et historisk kildemateriale. De konklusioner, der kan drages på grundlag heraf, er sammenholdt med konkrete analyseresultater af jordprøver udtaget i tidligere frugtplantager. Analyseresultaterne optræder således her som en kilde, der kan sige noget om, hvordan praksis har været i forhold til de normer, sprøjteplaner og faglitteratur sætter.

Der er som en del af undersøgelsen derfor gennemført fire undersøgelser med udtagelse af jordprøver, der er analyseret for de identificerede stoffer.

Resultater

Stoffer

Forureningsrisikoen inden for frugtavl knytter sig først og fremmest til første generation af bekæmpelsesmidlerne og især til produkter med indhold af arsen og bly. Noget tyder på, at anvendelsen af karbolineum ikke medfører en afsætning af PAH i et omfang, der vil udgøre en risiko for forurening.

Brugen af kobbersulfat har været ganske udbredt, men brugen synes ikke at medføre forurening ud over kvalitetskriteriet for jord.

Anden generation af bekæmpelsesmidlerne tæller en lang række stoffer, hvoraf kviksølvholdige midler samt de klorerede hydrokarboner vil have potentiale til at kunne ophobes i miljøet, men disse stoffer synes klart ikke at have haft en stor udbredelse inden for frugtavl. Der knytter sig dog en vis usikkerhed med hensyn til DDT, der kan være brugt i mængder inden for visse afgrøder, som vil kunne medføre forurening. Vurderingen af effekten af brugen af kviksølvholdige midler knytter sig alene til undersøgelser af to frugtplantager, hvor de trufne koncentrationer tyder på en brug, men hvor koncentrationerne er lave.

En samlet oversigt over anvendelsesperioder for stoffer med ophobning i miljøet er fremstillet i tabel nedenfor.

Tabel 1 Anvendelsesperioder for bekæmpelsesmidler med potentiale for akkumulering i jorden

Stof	Start	Ophør	Afgrøde
Bordeauxvæske	1895	1980	Alle
Schweinfurtergrønt	1867	1925	Æbler
Blyarsenat	1900	1952	Æbler, pærer, kirsebær og blommer (visse sorter)
Zinkarsenat	1944	1952	Æbler, pærer, kirsebær og blommer (visse sorter)
Karbolineum (PAH)	1905	1980	Alle
DDT	1945	1970	Alle (mest i hindbær)
Kviksølv	1948	1980	Alle (begrænset brug)

Konsekvenser for jorden

De koncentrationer, vi kan forvente at finde i jorden i dag, vil naturligvis afhænge af anvendelsesperioden det pågældende sted, ligesom det vil afhænge af variationer i træ- og bærekulturer.

Man kan ikke på baggrund af de foreliggende undersøgelser sige noget om, hvad der var almindelig sprøjtepraksis. Doseringer og sprøjtehyppighed blev anvist i sprøjteplanerne. "Sprøjtning efter behov", som i løbet af 1960'erne blev anerkendt som den rigtige metode, blev ikke diskuteret i perioden før 2. Verdenskrig.

Undersøgelsesresultaterne fra de tre undersøgte frugtplantager Guldborghave, Gl. Hestehauge og Sdr. Bjert kan afspejle almindelig praksis. I Guldborghave synes der at have været sprøjtet mere end tre gange årligt med blyarsenat og bordeauxvæske. I Gl. Hestehauge ser det ud til, at der er sprøjtet ca. tre gange årligt eller måske lidt mindre på nogle delparceller. Endelig kan vi regne ud, at der er sprøjtet 1-2 gange årligt i Sdr. Bjert.

Om end på et meget beskedent grundlag kan det se ud til, at sprøjtepraksis ikke nødvendigvis følger sprøjteplanernes anvisninger.

Forskellene i praksis er illustreret i tabel nedenfor, idet det skal bemærkes, at der knytter sig nogen usikkerhed til specielt tallene for G. Hestehauge, hvor vi ikke kender behandlingsperioden, som her er sat til 20 år, ligesom plantagen er speciel ved en meget stor afstand mellem træerne.

Tabel 2 Beregnet årlig belastning med arsen, bly og kobber i perioden 1920-1950 ved anvendelse af blyarsenat og blåsten (kg/ha)

	Cu (kg/ha)	Pb (kg/ha)	As (kg/ha)
Sprøjteplan	35,8	29,3	8,3
Guldborghave	50,1	49,8	14,1
Gl. Hestehauge	17,4	18,9	4,1
Bjert	13	13,5	2,8
Gennemsnit af undersøgelser	26,8	27,4	7

Det må baggrund af både sprøjteplaner og feltundersøgelser konkluderes, at der er en klar sammenhæng mellem perioden, hvor sprøjtning med de givne stoffer har fundet sted, og koncentrationer i jorden.

Tætheden i beplantningerne vil også have en betydning. De meget store afstande mellem træerne i Gl. Hestehauge synes dog at være et særsyn, og tæthed i træerne kan vi generelt ikke forvente at kende over tid. Viden om tæthed kan snarere anvendes til at forklare undersøgelsesresultaterne.

Det synes også klart, at sprøjtepraksis har varieret. Hvad der har været bestemmende for sprøjtehyppighed, kan vi ikke sige noget sikkert om på det foreliggende grundlag. I en risikovurdering synes det rimeligt, at tage udgangspunkt i sprøjteplanernes anvisninger, der også svarer nogenlunde til det gennemsnit, der kan beregnes for de tre undersøgelser.

De forventede koncentrationer vil derfor kunne beregnes som årlig belastning ved sprøjteplanernes anvisninger gange behandlingsperioden i år.

Tages udgangspunkt i æbler, der nogenlunde konstant optager ca. 75 % af det samlede frugtareal, og at stofferne primært vil belaste de øverste 25 cm af jorden, kan forureningen som følge af de enkelte bekæmpelsesmidlers brug beregnes.

Beregnete årlige belastninger af øverste 25 cm af jorden er vist i tabel nedenfor. De anførte intervaller hidrører fra de to formuleringer af hhv. Schweinfurtergrønt og blyarsenat.

Tabel 3 Beregnede mængder tilført stof pr. år i anvendelsesperioderne

Bekæmpelsesmiddel	Anvendelsesperiode	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	As (mg/kg)	DDT (mg/kg)
Schweinfurtergrønt	1867-1925	0,69 – 1,04		0,61 – 0,81	
Blyarsenat	1920-1952		7,16 – 8,46	1,84 - 2,59	
Bordeauxvæske	1890-1945	9,55			
Bordeauxvæske	1945-1990	2			
DDT	1945-1970				0,25

I frugtplantager i drift i en periode på 10 år før 1952 kan der således være en risiko for overskridelser af jordkvalitetskriterierne for arsen og bly. For bly og kobber vil afskærings-kriteriet ikke skulle forventes overskredet i selv frugtplantager med lang driftsperiode før 1952. På samme måde kan en brug af DDT, som anvist i sprøjtevejledningerne over få år, tilsyneladende medføre en overskridelse af jordkvalitetskriteriet.

Konsekvenserne for grundvandet

Der er i nærværende sammenhæng ikke foretaget nærmere beregninger af en grundvandsrisiko knyttet til arsen.

I Guldborghave er der udtaget vandprøver af porevandet 3-6 m UT, idet massefordelingen i jorden tydede på et fravær af ca. 1 t arsen. Både filtrerede og ufiltrerede vandprøver er analyseret for arsen, bly og kobber. Størst er udvaskningen af arsen, der også med 2 µg/l er fundet i højeste koncentration i det filtrerede vand. Højeste koncentration i det ufiltrerede vand, dvs. af suspenderet stof i porevandet, er for arsen, bly og kobber hhv. 78, 160 og 200 µg/l. Der er ingen drikkevandsinteresser i området, hvor Guldborghave ligger.

Konsekvenser for dyrkning af afgrøder på forurenede arealer

Planters evne til at optage arsen er ikke inddraget i vurderinger af risiko i nærværende sammenhæng. Der er i begrænset omfang indsamlet data for at skabe et signalement af problemstillingen.

En undersøgelse af optag af arsen i gulerødder blev gennemført i 1997 /1/ hvor der blev gennemført forsøg med dyrkning af gulerødder på lodder med forskelligt indhold af arsen. Undersøgelsen konkluderer, at grænsen for dyrkning af gulerødder uden risiko ved indtagelse af sådanne gulerødder går ved 30 mg/kg TS. Til sammenligning skal det nævnes, at der i England er fastsat en grænseværdi på 43 mg/kg TS for jord, der anvendes til dyrkning af afgrøder til menneskeføde.

Den målte koncentration i gulerødder dyrket i jord med et indhold af arsen på 30 mg/kg TS udgjorde 0,00012 mg/kg gulerødder. Til sammenligning når SAR/QSAR-modellen frem til et indhold i frugt på 0,009 mg/kg frugt ved 30 mg/kg TS arsen i jorden. Modellen når med andre ord frem til et resultat for frugt, der er 75 gange højere end det målte i gulerødder.

Der er ikke fastsat egentlige grænseværdier for indhold af uorganisk arsen i fødevarer. Dette gælder både for EU og for Danmark. For bly er der fastsat grænseværdier for EU, og disse er gengivet i en dansk bekendtgørelse om visse forureninger i fødevarer /2/.

Projekt 2: Hvor farligt er arsen?

Formål

Region Sjælland stod i 2009 overfor at skulle træffe beslutning om at bruge et større millionbeløb til gennemførelse af oprensning på 15 parcelhusejendomme i tidligere frugtplantageudstyknings i Guldborghave. Som et led i denne beslutningsproces fik regionen DHI til at udarbejde en sundhedsfaglig vurdering af arsenen i de påviste koncentrationer /3/. I forbindelse hermed ønskede regionen en vurdering af, hvorvidt der er større risiko ved at leve med en 2-3 gange overskridelse af afskæringskriteriet (=jordkvalitetskriteriet) for arsen på en boliggrund, end det er at leve med en 2-3 gange overskridelse af afskæringskriteriet for andre almindelige forureningskomponenter. Spørgsmålet var også, om der er specielle sundhedsmæssige skadevirkninger, der gør sig gældende for arsen i forhold til andre forureninger.

Metode

DHI opsummerede ved litteraturstudie den nyeste viden omkring sundhedsmæssige aspekter for arsen, bly, cadmium og PAH'er og opstillede en toksikologisk profil for hvert stof. Derefter foretoges en rangordning af stofferne i et matrix-system som et redskab til at vurdere, hvilke grunde/ forureninger der skal renses op først.

Resultater

Uorganisk arsen er karakteriseret ved en risiko for akut forgiftning ved indtagelse af jord med arsenindhold der overskrider afskæringskriteriet på 20 mg/kg TS. Denne risiko er kun til stede, hvis små børn spiser store mængder jord over en kort periode. Mængderne er i rappor-

ten beregnet til 3-10 g og er beregnet med udgangspunkt i de påviste forureninger i jorden i Guldborghave (max. konc. på 110 mg arsen/kg TS).

Bly er karakteriseret ved ophobning i kroppen og risiko for forringelse af børns indlærings-evne og intelligens. Denne risiko er højere jo større regelmæssig kontakt børn og gravide har med den forurenede jord.

PAH'er og især markørstoffet benzo[a]pyren er karakteriseret ved at være kræftfremkaldende ved regelmæssig kontakt med jorden med bare hænder og ved indtagelse over længere tid.

Cadmium er karakteriseret ved at det ophobes i kroppen. Regelmæssig indtagelse over længere tid af jord forurenede langt over afskæringskriteriet vil forøge kroppens belastning med cadmium og give risiko for nyreskader senere i livet.

Ved sammenligning af overskridelser af afskæringskriterierne for henholdsvis arsen, bly, PAH (BaP) og cadmium må overskridelser af afskæringskriteriet for arsen anses for at være værst, pga. arsens akut toksiske egenskaber. Afskæringskriterierne for de tre øvrige stoffer (stofgrupper) er bestemt ud fra faren for effekter ved lang tids eksponering.

Baseret på de toksikologiske data er der udarbejdet et prioriteringsredskab, der giver mulighed for at uddrage et fareindeks for hver grund, hvor dette indeks beskriver den relative risiko og dermed kan benyttes i en prioritering. Prioriteringsredskabet er udarbejdet med henblik på beskyttelse af børn og gravide, der anses for at være de mest sårbare grupper. Det er desuden forudsat at der ikke anvendes afgrøder dyrket på grundene.

Rapporten konkluderer, at selv små overskridelser af afskæringskriteriet for arsen anses for at være langt værre end overskridelser af afskæringskriteriet for stofferne bly, cadmium og PAH'er. Med andre ord - ud fra et toksikologisk hensyn bør oprensning af en boliggrund forurenede med arsen omkring afskæringskriteriet eksempelvis prioriteres før en grund med 20 gange afskæringskriteriet for cadmium. Dette skyldes arsens akut toksiske effekter. Lignende forhold gør sig gældende for arsen i forhold til både bly og PAH'er.

Sundhedsstyrelsen har efterfølgende tilsluttet sig rapportens konklusion.

Projekt 3: Biotilgængeligheden af arsen

Projektet /4/ blev igangsat sideløbende med projekt 1 og gennemføres for TUP-midler. Projektet er endnu ikke færdigt og gennemføres med DHI som rådgiver.

Jordkvalitetskriterier er typisk fastlagt i form af en højest tilladelig værdi for totalindhold i jorden. Selvom der i fastsættelsen af kriterierne indgår en vurdering af forureningsstofferne giftighed, anses totalindhold for et utilstrækkeligt mål for risikoen for mennesker ved indtag af jorden, da totalindhold ikke tager hensyn til, i hvilken grad stofferne kan (bio)opløses og dermed blive tilgængelig for optag i mennesker. Derfor er der i mange lande interesse for at anvende biotilgængelighed og test af bioopløselighed af jordforureninger i forbindelse med risikovurdering af jordforureninger.

Der findes en række *in vitro* metoder til test af jordforureningers bioopløselighed i det humane mave-tarmsystem som et mål for stoffernes højeste mulige orale biotilgængelighed, men metoderne giver ikke ens resultater, og der foreligger ikke p.t. en standardmetode til formål-

let. Jordforureningers bioopløselighed er forskellig fra jordtype til jordtype, fra forureningskilde til forureningskilde og fra forureningsalder til forureningsalder. En forureningsgrad, der kan være sundhedsskadelig ét sted, kan dermed godt være forsvarlig og acceptabel under andre forhold. En testmetode til bestemmelse af bioopløselighed af metaller fra jord skal kunne teste opløselighed under "realistiske worst case" betingelser baseret på egenskaber i den humane fordøjelsesproces, forureningens stof-egenskaber og jordens geokemi.

Formål

Projektet havde til formål at undersøge om der kan optræde reduceret bioopløselighed af arsen i jord fra gamle frugtplantager der er sprøjtet med blyarsenat eller andre arsenholdige bekæmpelsesmidler. Dette skal indgå i en risikovurdering af, om der kan stilles mere lempelige krav til eventuelle oprensninger.

Metode

En litteraturopsamling af den nyeste viden omkring bioopløselighed af arsen blev gennemført. Derudover blev eksisterende metoder til bestemmelse af bioopløseligheden af metaller vurderet med henblik på deres anvendelighed for arsen. I forlængelse af litteraturgennemgangen overvejes udførelse af biotilgængelighedstest på jordprøver. Resultaterne af disse tests kan indgå i den samlede vurdering af problemets omfang, med mulighed for eventuelt at revurdere risikoen som følge af forurening med arsen.

Resultater

De indsamlede data omfattede forskellige jordtyper, forskellige kilder til arsenforurening og forskellig forureningshistorik. Selvom resultaterne for arsens bioopløselighed viste stor variation, var forurenede prøver kendetegnet ved at have højere bioopløselighed (<1-99 %) sammenlignet med prøver, der havde et naturligt indhold af arsen (1-33%).

Projektets resultater bekræftede, at den bioopløselige fraktion af arsen er mindre end den totale koncentration og at reduceret bioopløselighed optræder for arsen. Ved risikovurderinger ville der derfor formentlig ikke være behov for at tage udgangspunkt i totalindholdet af arsen. På baggrund af datagrundlaget kan man imidlertid ikke lave en generisk beskrivelse af sammenhængen mellem bioopløseligheden og jordens egenskaber. For at kunne skabe et bedre grundlag for at kunne vurdere, i hvilket omfang arsen i jord fra frugtplantagerne er bioopløseligt, ville det kræve at gennemføre bioopløselighedstest.

Vurderingen af eksisterende metoder til test for bioopløselighed har vist, at der er usikkerhed omkring metodernes rigtighed, idet kun i sjældne tilfælde er gennemført en validering af metoden med data fra *in vivo* biotilgængelighedsforsøg. Dog er der vist lineær sammenhæng imellem *in vitro* bioopløselighed og *in vivo* biotilgængelighed af arsen for et mindre antal prøver, hvor bioopløseligheden var lig med/højere end biotilgængeligheden, således som det kræves for en forsigtig anvendelse af test for bioopløselighed i risikovurdering af arsenforurenet jord.

Der foreligger kun et begrænset antal resultater for bioopløseligheden af arsen, som er fremkommet med RIVM metoden (eller modificerede versioner af metoden). RIVM metoden er anerkendt i Danmark som testmetode i forbindelse med vurdering af bioopløseligheden af bly og cadmium, og er implementeret som testmetode hos DHI. Disse forskningsresultater er valideret mod *in vivo* data og viser, at RIVM metoden med få tilpasninger kan anvendes til bestemmelse af *in vitro* bioopløselighed af arsen.

Hvad siger loven?

Jordforureningslovens § 2 stk. 3 omfatter ikke jord påvirket af jordbrugsmæssig spredning af slam, gødning og pesticider mv. undtagen i tilfælde af:

- punktkilder
- intensiv planteproduktion eller sprøjtning på et forholdsvist lille areal hvor spredning har karakter af punktkilde
- spredning af ekstraordinære store slammængder.

Region Sjælland vurderer, at frugtplantagerne ikke er punktkilder eller et lille areal, og der er ikke tale om ekstraordinært store slammængder. Region Sjælland vurderede derfor i 2007, at sprøjtning med pesticider i en frugtplantage ikke er omfattet af loven.

Miljøstyrelsen har på baggrund af Guldborghave-sagen formuleret en undtagelse til undtagelsen, nemlig at indholdet af blyarsenat i Guldborg er påvist i så store mængder, at det kan sammenlignes med ekstraordinært store slammængder, og at sprøjtningen er foregået på et afgrænset område og dermed betragtes som punktkildelignende. Med denne fortolkning har det været muligt at kortlægge forureningen på de 25 matrikler i Guldborghave. Miljøstyrelsen pointerer dog, at afgørelsen KUN gælder for Guldborghave og ikke uden videre kan overføres på andre frugtplantager.

PERSPEKTIVER

Undersøgelsen af anvendelsesmønstre for bekæmpelsesmidler i den tidlige erhvervsfrugtavl viser, at der kan være risiko for forurening med arsen og bly under visse omstændigheder. De udførte undersøgelser giver ikke et klart billede af om der er et generelt problem. Der foreligger ikke indtil nu viden om sager der forureningsmæssigt ligner Guldborghave.

For at få et klarere billede af problemet, er det nødvendigt at undersøge flere frugtplantager, hvor der kan have været anvendt blyarsenat. Resultaterne af biotilgængelighedstest på arsenforurenet jord kan indgå i den samlede vurdering af problemets omfang og anvendes til at vurdere, og eventuelt revurdere, den reelle risiko af arsen.

REFERENCER

1. Hans Helgesen & Erik H. Larsen: Bioavailability and speciation of arsenic in carrots grown in contaminated soil, in: Analyst, May 1998. Vol. 123 (791-796)
2. Bekendtgørelse nr. 148 af 19. februar 2007: Bekendtgørelse om visse forureninger i fødevarer
3. Toksikologisk vurdering af overskridelser af jordkvalitetskriterier for arsen i forhold til bly, cadmium og PAH'er i havearealer til parcelhusejendomme. Region Sjælland. DHI 17. oktober 2008.
4. Bioopløselighed af arsen. Litteraturopsamling vedr. bioopløselighed af arsen samt vurdering af metoden til bestemmelse af bioopløselighed for arsen. Region Sjælland. DHI. Fase 1/udkast.
5. Grøn, C., Samsøe-Petersen, L., Asmussen, O.W. (2006). Test for human bioopløselighed af jordforureninger, Miljøprojekt nr. 108, Miljøstyrelsen.

TEKNOLOGIUDVIKLINGSPROJEKT TIL UNDERSØGELSE AF PCB-FORURENING I JORD

Seniorprojektleder Anne Lise Nielsen
COWI A/S

Civilingeniør Hanne Kirk Østergaard
Region Nordjylland

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

Der er udført undersøgelser af PCB indholdet i jorden på tre ejendomme med kendt forekomst af PCB i udvendige byggematerialer (f.eks. fuger) med henblik på at belyse forekomsten af PCB i jorden og dermed skabe et bedre grundlag for at kunne vurdere kontaktrisikoen på den type ejendomme, og om der er behov for analyse af PCB ved jordflytning.

Projektet er finansieret af Miljøstyrelsens Teknologiudviklingsprogram for jord- og grundvandsforurening. Projektet er netop afsluttet, men ikke udgivet i skrivende stund. Det forventes dog udgivet inden for kort tid. Fremlæggelsen på Vingstedmødet afspejler ikke nødvendigvis Miljøstyrelsens holdninger.

Der er udtaget jordprøver af overjorden i 10 borer på hver ejendom i varierende dybder ned til intakte aflejringer og i forskellige afstande fra facaden af bygningerne. I alt 56 prøver er analyseret for indhold af PCB₇ ved akkrediteret analyse.

Der er påvist PCB i jorden på alle tre lokaliteter. Sammenholdt med kriterierne i f.eks. Norge og Sverige overskrider værdierne i flere tilfælde kvalitetskriteriet for anvendelse af jorden til boligformål og på én af lokaliteterne er værdierne så høje, at jorden ikke kan deponeres som inert affald, men skal deponeres som mineralsk affald. Den højst målte koncentration er 4,45 mg PCB₇/kg TS, hvilket er næsten en faktor 10 højere end de hidtil højst målte værdier i danske jorder.

Der er stadig et begrænset erfaringsmateriale til rådighed og ønskes et mere sikkert billede af forekomst af PCB-forurenede ejendomme vurderes det, at der skal udføres undersøgelser på et større antal ejendomme.

Det kan dog ikke udelukkes på baggrund af rapportens resultater, at det er nødvendigt at tage PCB i betragtning både ved jordflytning på ejendomme med en ældre bygningsmasse og ved risikovurdering i forhold til meget følsom arealanvendelse på disse ejendomme. Ved prøvetagning vurderes det at være tilstrækkeligt, at udtage prøver af fyldjorden, da resultaterne som forventet ikke tyder på, at forureningen trænger ned i intakt jord, men i omgravede områder tyder resultaterne til gengæld på, at der kan findes PCB i hele fyldlaget og at de højeste koncentrationer ikke nødvendigvis findes tættest ved facaden. Der er således kun i nogle tilfælde fundet korrelationer mellem PCB indholdet og henholdsvis dybden og afstanden fra facaden.

BAGGRUND

Håndtering af PCB-problematikken i Danmark og vore nabolande

Vore nabolande Norge, Sverige og Tyskland har gennem en årrække arbejdet med problematikken omkring anvendelsen af PCB i byggematerialer og har således udarbejdet saneringsplaner for udskiftning af PCB i bygningsmassen (fugemasse, maling, lim, kondensatorer mm).

Der er efterhånden også i Danmark ved at komme fokus på miljøeffekterne af PCB i ældre bygninger. I den seneste revision af deponeringsbekendtgørelsen i 2009 er der således fastsat grænseværdier for faststofindhold af organiske stoffer i affald, herunder PCB i hhv. inert og mineralsk affald /8/. Jord er også i den sammenhæng at betragte som affald. Eksempelvis forventes fugematerialer med PCB at kunne forurene den omgivende jord ved udvaskning.

Affald, som indeholder mere end 50 mg PCB₇ per kg, skal betragtes som farligt affald, og skal som udgangspunkt destrueres. Det vil i praksis sige, at affaldet skal brændes på et anlæg, der har tilladelse til afbrænding af farligt affald, der indeholder PCB, f.eks. Kommunekemi A/S. I særlige tilfælde kan affald, som indeholder mere end 50 mg PCB₇ per kg deponeres i undergrunden, i klippeformationer eller i saltminer. Dette forudsætter, at kommunen har vurderet, at det er den miljømæssigt foretrukne løsning, og at Miljøstyrelsen efterfølgende godkender denne løsning (og underretter EU kommissionen og de øvrige EU medlemslande om deponeringen). Det betyder at affald, som indeholder mere end 50 mg PCB₇ per kg, **ikke må** deponeres på et overjordisk anlæg for farligt affald.

PCB-holdigt affald, som indeholder mindre end 50 mg PCB₇ per kg, skal også som udgangspunkt destrueres. Ifølge Miljøstyrelsens retningslinjer for bortskaffelse af PCB affald /7/ er der dog også mulighed for at bortskaffe eller nyttiggøre affald (der gives ikke eksempler på nyttiggørelse), som indeholder mindre end 50 mg PCB₇ per kg, i overensstemmelse med relevant lovgivning eksempelvis deponeringsbekendtgørelsen, hvis det vurderes at være miljø- og sundhedsmæssigt forsvarligt.

Deponeringsbekendtgørelsen, indeholder følgende grænser for deponering af affald og jord, for så vidt angår indhold af PCB /8/:

Affald/jord, som indeholder mindre end 1 mg PCB₇ per kg, må deponeres på et deponeringsanlæg for inert affald.

Affald/jord, som indeholder mindre end 10 mg PCB₇ per kg, må deponeres på et deponeringsanlæg for mineralsk affald.

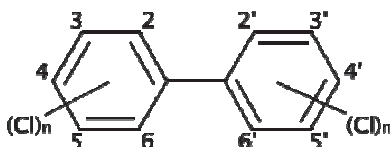
Affald/jord, som indeholder op til 50 mg PCB₇ per kg, må deponeres på et deponeringsanlæg for farligt affald

I blandt andet Norge er man gået skridtet videre, hvor man har fastsat kvalitetskriterier for indhold af PCB i jord ved en række forskellige arealanvendelser. Så langt er man endnu ikke kommet i Danmark, men der er dog udført undersøgelser af PCB indholdet i jorden på omkring 30 lokaliteter /9/. De viser omend lave indhold af PCB på under 1 mg/kg TS, men over 0,01 mg/kg TS og visse steder ligger værdierne op i nærheden af et PCB-indhold på 0,5 mg/kg TS, som er den værdi man i for eksempel Norge anvender som jordkvalitetskriterium ved meget følsom arealanvendelse. De danske undersøgelser tyder således på, at det er relevant at undersøge PCB indholdet i jorden på ejendomme, hvor bygninger kan indeholde PCB dels i relation til en eventuel kontaktrisiko og dels i relation til jordflytning.

I tabel 1 er kvalitetskriterier og grænseværdier for PCB i jord i en række lande sammenstillet.

Lidt om PCB

Polychlorede biphenyler (PCB) er en gruppe organiske forbindelser bestående af to forbundne benzenringe, hvor brintatomerne er helt eller delvist udskiftet med chlor.



Der findes 209 forskellige chlorerede biphenyler. Blandingsforholdene og forekomsten af disse såkaldte PCB-kongenere har varieret i de forskellige handelspræparater. De enkelte PCB-kongenere har forskellige fysisk-kemiske egenskaber og effekter på mennesker og miljø. Visse kongenere - de såkaldte dioxin-lignende PCB'er, som mennesker primært udsættes for ved indtagelse af fødevarer - er særligt giftige. PCB'er er svært nedbrydelige (persistente) og ophobes i fedtvæv (lipofile). Derfor akkumuleres de i mennesker og miljø og opkoncentrerer igennem fødekæderne /5/. PCB er et industrikemikalie og tilhører det såkaldte "beskidte dusin" af stoffer der er omfattet af Stockholmkonventionen /6/.

Fra 1930'erne og indtil midten af 1970'erne fandt PCB verden over anvendelse i en række tekniske produkter, da de foruden at være stabile kemiske stoffer, besad en række tekniske fordelagtige egenskaber, så som høj antændelsestemperatur, høj viskositet, lav elektrisk ledningsevne og god termisk stabilitet. Det vurderes at den samlede produktion i perioden var 2-3 mio. ton /5/.

PCB blev anvendt fordi det var teknisk velegnet til anvendelse i en række byggematerialer som f.eks. fugemasse, lim, maling, lak, isolering, plast o.l. I byggeriet indgik PCB således i en årrække i forseglingsmaterialer til termoruder, i fugemasser til bl.a. kalfatringsfuger, som plastificering i puds, beton, spartel- og gulvmasser, som brandhæmmer i f.eks. kondensatorer, kabler, maling m.m. /5/

I Danmark kom de første forbud mod anvendelse af PCB i 1977 /3/ og siden 1986 har al salg af PCB og PCB-holdigt udstyr været forbudt /4/. Transformatorer og kondensator på mere end 1 kg eller en effekt på mere end 2 kilo volt ampere reaktiv måtte bruges i en overgangsperiode indtil 1995, mens udstyr mindre end dette, som indeholder PCB, må anvendes indtil deres levetid udløber /4/, 10/.

Sundhedseffekterne af de tekniske PCB præparater er betydelige og veldokumenterede. De omfatter hud effekter, forstyrrelser af leverfunktionen samt påvirkning af centralnervesystemet og immunforsvaret. Særlig opmærksomhed har fosterskader og PCB's kræftfremkaldende og hormonforstyrrende virkning fået. /5/

Egenskaberne ved de enkelte PCB-kongenere varierer noget, men generelt er disse stoffer tungt nedbrydelige i naturen og kan bioakkumulere i forskellige organer i organismer. Dette kan føre til en opkoncentrering (biomagnificering) i næringskæder, hvor toppredatorer som f.eks. isbjørn kan have langt højere koncentrationer end dyr, som befinder sig på et lavere trofisk niveau, f.eks. fisk.

Bionedbrydeligheden for PCB med lavt chlorindhold er moderat, mens PCB-kongenere med højt chlorindhold er svært nedbrydelige. PCB's persistens stiger generelt med antallet af chloratomer /1/.

PCB absorberes i udstrakt grad hos mennesker og dyr. Molekylvægt og fedtopløselighed er de bestemmende faktorer for absorption fra mave-tarm kanalen. Hovedparten af kongenere med 4-6 kloratomer absorberes (90-50 %), mens kongenere med 7 og 8 kloratomer absorberes i mindre omfang.

Projektets afgrænsning

I Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 1 2009 'Sundhedsmæssig vurdering af PCB-holdige bygningsfuger' anbefales det, at et trecifret antal bygninger fra den relevante periode (1950-

1986) undersøges for at få et mere dækkende billede af omfanget af forekomsten af PCB-holdige byggematerialer. Projektet omfattede en vurdering af bygningsbrugernes eksponering for PCB fra PCB-indholdet i gamle fuger i 10 bygninger og mulige sundhedseffekter heraf. /5/

Undersøgelsen blev gennemført i et meget begrænset antal bygninger, hvilket var baggrunden for anbefalingerne om at undersøge et større antal bygninger for at få et mere sikkert datagrundlag. Erhvervs- og Byggestyrelsen, Miljøstyrelsen og Arbejdstilsynet vil derfor gennemføre et projekt, som skal afdække problemets omfang og vise, om der er behov for en særlig indsats, og hvordan indsatsen i givet fald skal målrettes.

Det var hensigten, at nærværende projekt under Teknologiudviklingsprogrammet for jord- og grundvandsforurening skulle have kørt sideløbende med undersøgelsen af bygningerne, men dette projekt er ikke igangsat endnu, så det har ikke været muligt at kombinere den anbefalede undersøgelse af byggematerialerne med udtagelse af jordprøver fra de lokaliteter, hvor der konstateres PCB-holdige byggematerialer.

Nærværende projekt er gennemført med et begrænset budget og der har derfor kun været ressourcer til at undersøge jorden på et meget begrænset antal ejendomme. Projektet er netop afsluttet, men ikke udgivet i skrivende stund. Det forventes dog udgivet inden for kort tid. Fremlæggelsen på Vingstedmødet afspejler ikke nødvendigvis Miljøstyrelsens holdninger.

Land	Kvalitetskriterier og grænseværdier for PCB i jord i en række lande.
Australien & New Zealand	PCB Free: < 2 mg/kg. Ingen begrænsninger. Non-Scheduled PCB: < 50 mg/kg. Kan deponeres efter nærmere regler. Scheduled: > 50 mg/kg. Skal underkastes specialbehandling. ¹
Canada	< 0,5 ppm: Dykkede områder (Farmland) < 1,3 ppm: Beboelse og parkområder. < 35 ppm: Industriområder. ²
Finland	< 0,1 ppm: Tærskelværdi (Tærskelværdi) for ren jord. < 0,5 ppm: Nedre grænseværdi (Lagre riktiværdi). < 5 ppm: Øvre Grænseværdi (Øvre riktiværdi). Alle målt som PCB. ³
Nederlandene	Følsom anvendelse: < 0,02 ppm PCB. Industriområder: < 1 ppm PCB. ⁴
Norge	< 0,01 ppm: Ren jord. < 0,5 ppm: Legearealer, herunder nytalier for børn. < 0,5 ppm: Byjord. < 0,7 ppm: Byjord, efter stedspecifik vurdering af arealanvendelse mm. < 4,4 ppm: Industri, hovedvej, jernbane stedspecifik vurdering af arealanvendelse mm. > 50 ppm: Farligt affald. Alle værdier beregnet som PCB. Gennemsnitsskoncentrationen skal være under kvalitetskriteriet. Enkeltprover må overskride kvalitetskriteriet med op til 50 %. ⁵
Sverige	Ren (KM): < PCB _p : 0,008 ppm Forurenet (MKM) PCB: 0,2 ppm. ⁶
Tyskland	Græsningsarealer: < 0,3 ppm PCB _p 0-0,1 m \leq 0,3 ppm i dybder større end 0,1 m u.t. Legepladser: < 0,4 ppm PCB _p Beboelsesområder: < 0,6 ppm PCB _p Park- og fridagsanlæg: < 2 ppm PCB _p Industriområder: < 40 ppm PCB _p . ⁷
USA	USA opererer ikke med egentlige grænseværdier, men med risiko-værdier for de enkelte stoffer, således at en given risiko kan estimeres, og evt. godkendes, i hvert enkelt tilfælde. Oversigter i PDF-format i forhold til hhv. beboelsesområder og industriområder findes på adresserne: http://www.epa.gov/region09/superfund/prg/pdf/ressoil_sl_table_run_12SEP2008.pdf http://www.epa.gov/region09/superfund/prg/pdf/indsoil_sl_table_run_12SEP2008.pdf Følgende til læsning af tabellerne findes på adressen: http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/rb-concentration_table/userguide.htm > 50 mg/kg skal på kemisk deponi eller afbrændes. ⁸
Åland	Grænseværdier for anvendelse i landskabet, målt som PCB totalt. Ren (KM): < 0,04 ppm I områder med grundvandsinteresser (MKM-GV): < 1,5 ppm I selskabelige områder (MKM): < 1,8. ⁹
<p>Kilder:</p> <p>1 Polychlorinated Biphenyls Management Plan ANZECC, Environment Protection and Heritage Council, 2002.</p> <p>2 Canadian Soil Quality Guidelines: Guidelines at a Glance. National Guidelines and Standards Office Environment Canada. March 2003.</p> <p>3 Tærskel- och riktiværdien för halten av skadliga ämnen i marken. Nr 214. Statensrådets förordning om bedömning av markens föroreningsgrad och saneringsbehovet. Given i Helsingfors den 1 mars 2007.</p> <p>4 Flemming A. Simonsen, Helle Buchardt, Boyd, Elizabeth Paludan og Charlotte Nielsen, Jacqueline Anne Falkenberg: Kvalitetskriterier og kortlægning af forurenet jord - praksis i udvalgte EU lande. MST Miljøprojekt Nr. 975 2004.</p> <p>5 Grænseværdier for miljøgifter i jord. Faktaark nr. 39, 2007 (2006?), Trondheim kommune, Miljøenheten.</p> <p>6 Naturvårdsverket: Nya generella riktiværdien för förorenad mark. 24 oktober 2008.</p> <p>7 Magar VS: PCB Treatment Alternatives and Research Directions. Journal of Environmental Engineering Nov. 2003 pp 961-965.</p> <p>8 Ålands Forfattningssamling Nr 124 2006. Landskapsförordning om hantering av jord- och muddermassor.</p>	

Tabel 1. Kvalitetskriterier og grænseværdier for PCB i jord i en række lande /9/. (ppm = mg/kg)

FORMÅL

Projektets formål er at skabe et bedre grundlag for at kunne vurdere:

- kontaktrisikoen på ejendomme med PCB i den udvendige bygningsmasse
- om der er behov for analyse af PCB ved jordflytning bort fra disse ejendomme.

Datamaterialet fra projektet skulle således gerne sammen med resultaterne fra de tidligere undersøgelser give mulighed for en mere dybdegående vurdering af, hvorvidt PCB i bygningsmassen er en parameter, der skal inddrages i myndighedernes administration af jordforureningsloven.

UNDERSØGELSER

Projektet har omfattet:

- Lokalisering af ejendomme med PCB i udvendige bygningsmaterialer (f.eks. fugemasse omkring vinduer og i dilatationsfuger) baseret på rundspørge til boligforeninger, entreprenører og kommuner i Region Nord- og Midtjylland
- Udtagning af jordprøver fra 3 lokaliteter
- Analyse af de udtagne prøver
- Rapportering

Lokalisering af ejendomme med PCB i den udvendige bygningsmasse

Lokalitet 1

Lokalitet 1 er en etageboligbebyggelse opført i starten af 70'erne, dvs. inden anvendelsen af PCB blev forbudt. Undersøgelser af forskellige bygningsdele i forbindelse med en renovering af byggeriet viste høje indhold af PCB i forseglingslimen fra termoruderne i koncentrationer op til 42.500 mg PCB₇/kg. Til sammenligning er grænseværdien for farligt affald 50 mg PCB₇/kg. PCB er desuden trukket ind i trærammen omkring termoruden. Der blev også påvist PCB i gummifugerne omkring vinduerne - dog ikke i så høje koncentrationer.



Figur 1 Placering af borer på lokalitet 1

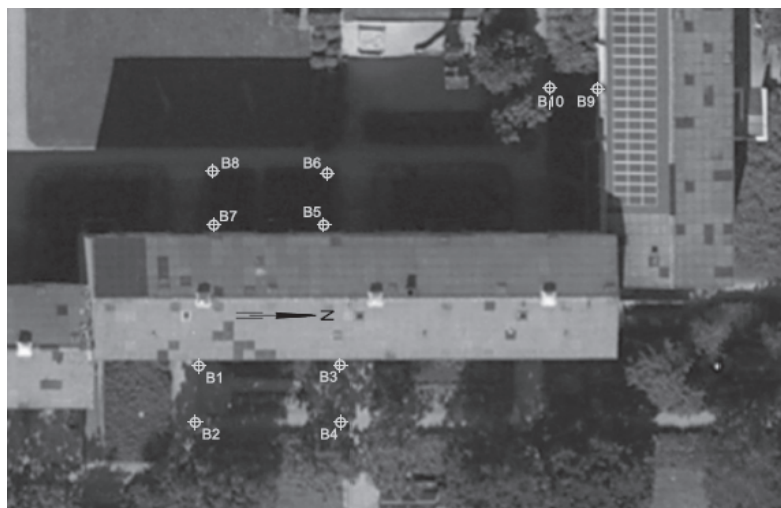
Boring	Arealanvendelse	Befæstelse	Bemærkninger
B1	Indkørsel mod vest	Ubefæstet	Udført 0,3 m fra bygning og 0,5 m fra hjørne, hvor der var synlige rester af gummifuge.
B2	Indkørsel mod vest	Ubefæstet	Udført 1,4 m fra vestlig facade.
B3	Have, sydvendt	Fliser	Udført 0,6 m fra udestue.
B4	Have, sydvendt	Ubefæstet	Udført 6,4 m fra udestue.
B5	Have, sydvendt	Ubefæstet	Udført 0,6 m fra udestue, og 0,35 m fra forskudt facade.
B6	Have, sydvendt	Ubefæstet	Udført 8,2 m fra udestue.
B7	Have, sydvendt	Ubefæstet	Udført 0,55 m fra udestue.
B8	Have, sydvendt	Ubefæstet	Udført 6,15 m fra udestue.
B9	Indkørsel mod øst	Ubefæstet	Udført 0,5 m fra bygning.
B10	Indkørsel mod øst	Ubefæstet	Udført 1,1 m fra bygning.

Tabel 2 Boringer på lokalitet 1

Som det fremgår af tabel 2, er boring B3-B8 udført i udvalgte haver hhv. tæt på bebyggelsen (B3, B5 og B7) og 6-8 m væk (B4, B6 og B8). B5 blev desuden udført helt tæt på den forskudte facade, som var beklædt med plader, hvilket tyder på, at der her er samme opbygning, som observeret på den nordlige side af bygningen, hvor der blev påvist PCB-holdige gummifuger. Boring B1 og B2 blev udført ved den vestlige facade på det ubefæstede areal mellem bygning og den asfalterede indkørsel - B1 blev placeret så tæt som muligt på den konstaterede gummifuge. Tilsvarende blev boring B9 og B10 udført på det ubefæstede areal mellem bygning og asfalterede indkørsel ved den østlige facade.

Lokalitet 2

Lokalitet 2 er også en etageboligbebyggelse opført i 1969/1970, dvs. inden anvendelsen af PCB blev forbudt. Undersøgelser af udvendige vinduesfuger i to af lejlighederne i forbindelse med en renovering af byggeriet viste høje indhold af PCB på henholdsvis 49.400 og 69.100 mg PCB₇/kg.



Figur 2 Placering af borer på lokalitet 2

Boring	Arealanvendelse	Befæstelse	Bemærkninger
B1	Bed mod øst	Ubefæstet	Udført 0,5 m fra østlig facade.
B2	Bed mod øst	Ubefæstet	Udført 5,9 m fra østlig facade.
B3	Bed mod øst	Ubefæstet	Udført 0,4 m fra østlig facade.
B4	Bed mod øst	Ubefæstet	Udført 5,9 m fra østlig facade.
B5	Bed mod vest	Ubefæstet	Udført 0,3 m fra vestlig facade.
B6	Bed mod vest	Ubefæstet	Udført 5,9 m fra vestlig facade.
B7	Bed mod vest	Ubefæstet	Udført 0,3 m fra vestlig facade.
B8	Bed mod vest	Ubefæstet	Udført 6,0 m fra vestlig facade.
B9	Bed mod syd	Ubefæstet	Udført 0,35 m fra sydlig facade.
B10	Bed mod syd	Ubefæstet	Udført 4,5 m frasydlig facade.

Tabel 3 Boringer på lokalitet 2

Som det fremgår af tabel 3, er boringerne udelukkende udført i bedene op mod bebyggelsen, hhv. øst (B1-B4), vest (B5-B8) og syd (B9 og B10) herfor. Boringerne er udført tæt på bebyggelsen (B1, B3, B5, B7 og B9) samt 4,5-6 m væk (B2, B4, B6, B8 og B10).

Lokalitet 3

Lokalitet 3 er en kommunal ejendom (rådhus) opført i 1977, dvs. samme år, som de første forbud mod anvendelsen af PCB så dagens lys i Danmark. I 2009 er bygningen renoveret og der blev i den forbindelse påvist PCB i fugerne mellem de gl. facadeelementer og beton konstruktionen. Værdierne var ikke så høje som på lokalitet 1 og 2, men dog over grænseværdien for farligt affald på 50 mg PCB₇/kg.



Figur 3 Placering af boringer på lokalitet 3

Boring	Arealanvendelse	Befæstelse	Bemærkninger
B1	Terrasse	Chaussesten	Udført 0,45 m fra betonstolpe.
B2	Terrasse	Chaussesten	Udført 0,9 m fra betonstolpe.
B3	Terrasse	Chaussesten	Udført 0,5 m fra betonstolpe.
B4	Terrasse	Chaussesten	Udført 0,8 m fra betonstolpe.
B5	Terrasse	Chaussesten	Udført 0,4 m fra betonstolpe.
B6	Terrasse	Chaussesten	Udført 2,8 m fra betonstolpe.
B7	Terrasse	Chaussesten	Udført 3,1 m fra betonstolpe.
B8	Terrasse	Chaussesten	Udført 3,5 m fra betonstolpe.
B9	Hævet bed	Ubefæstet	Udført 5,2 m fra betonstolpe.
B10	Hævet bed	Ubefæstet	Udført 5,4 m fra betonstolpe.

Tabel 4 Boringer på lokalitet 3

Som det fremgår af tabel 4, er boring B1-B8 udført i området med chaussesten, mens B9 og B10 er udført i hvert deres hævede bed. Boringerne er udført hhv. tæt på bygningen (B1-B5) og længere væk i forskellige afstande; 2,8-3,5 m for B6-B8 og 5,2-5,4 m for B9 og B10.

Prøvetagning

Jordprøverne blev taget med pælespade. Det blev udført 1 kort boring til 1 m u. t. pr. 25-50 m² friareal på hvert af de udvalgte undersøgelsesområder på de tre lokaliteter. Boringerne blev placeret således, at der både er mulighed for at vurdere spredning af PCB som funktion af afstanden fra bygningsfacaderne og som funktion af dybden fra terræn. Der blev udtaget prøver i Rilsanposer i 0,05; 0,1; 0,2; 0,3; 0,4; 0,6; 0,8 og 1,0 m u. t.

Analyser

Indledningsvis er alle prøverne fra 0,05 og 0,1 analyseret for indhold af PCB₇ ved akkrediteret GC/MS metode, mens de resterende prøver er gemt for evt. senere analyse. Detektionsgrænsen ved den anvendte metode er 0,001 mg/kg TS. Der er efterfølgende udført supplerende analyser på jordprøver fra større dybde på lokalitet 2.

RESULTATER

Der er påvist PCB i jorden på alle tre lokaliteter og i prøver fra både 5 og 10 cm's dybde (tabel 5-7). På lokalitet 1 og 3 er værdierne lave og en faktor 10 eller mere under grænseværdien for inert affald. Den højst målte værdi på disse to lokaliteter er henholdsvis 0,105 mg PCB₇/kg og 0,053 mg PCB₇/kg. Sammenholdt med kvalitetskriterierne i f.eks. Norge og Sverige er flere af værdierne dog forhøjet i forhold til kriteriet for ren jord, som er henholdsvis 0,01 mg PCB₇/kg og 0,008 mg PCB₇/kg.

På lokalitet 2 er værdierne betydeligt højere og over grænseværdien for inert affald, men under grænseværdien for mineralsk affald. Værdierne overskrider desuden i flere af boringerne kvalitetskriterierne for beboelse i f.eks. Norge og Tyskland /9/. Der er efterfølgende udført supplerende analyser på prøver fra større dybde i boringerne tættest ved facaden på denne lokalitet for at belyse forureningens vertikale udbredelse (tabel 8).

Som det fremgår af tabel 8 er koncentrationerne betydeligt lavere fra 20 cm og nedefter og i prøver, som vurderes at være intakt jord er niveauerne lavest.

Boring	Afstand til Bygning	Befæstet	PCB ₇ 0-0,05 m u.t.	PCB ₇ 0,1 m u.t.
	M		mg/kg TS	
B1	0,3	Ubefæstet	0,105	i.p.
B2	1,4	Ubefæstet	i.p.	i.p.
B3	0,6	Fliser	i.p.	0,027
B4	6,4	Ubefæstet	i.p.	i.a.
B5	0,6	Ubefæstet	0,013	0,007
B6	8,2	Ubefæstet	i.p.	i.a.
B7	0,55	Ubefæstet	0,007	0,001
B8	6,15	Ubefæstet	0,002	i.a.
B9	0,5	Ubefæstet	0,007	0,002
B10	1,10	Ubefæstet	i.p.	i.p.

Tabel 5. Analyseresultater for jord på lokalitet 1 (5 cm og 10 cm). Resultaterne er opgivet som PCB₇ (mg/kg).

Boring	Afstand til Bygning	Befæstet	PCB ₇ 0-0,05 m u.t.	PCB ₇ 0,1 m u.t.
	M		mg/kg TS	
B1	0,5	Ubefæstet	0,121	2,03
B2	5,9	Ubefæstet	4,45	i.a.
B3	0,4	Ubefæstet	0,276	3,53
B4	5,9	Ubefæstet	2,40	i.a.
B5	0,3	Ubefæstet	0,252	2,56
B6	5,9	Ubefæstet	2,55	i.a.
B7	0,3	Ubefæstet	3,72	2,74
B8	6,0	Ubefæstet	0,109	i.a.
B9	0,35	Ubefæstet	2,52	1,99
B10	4,5	Ubefæstet	0,075	i.a.

Tabel 6. Analyseresultater for jord på lokalitet 2 (5 cm og 10 cm). Resultaterne er opgivet som PCB₇ (mg/kg).

Boring	Afstand til Bygning	Befæstet	PCB ₇ 0-0,05 m u.t.	PCB ₇ 0,1 m u.t.
	M		mg/kg TS	
B1	0,46	Chaussesten	0,019	i.p.
B2	0,92	Chaussesten	0,053	0,001
B3	0,5	Chaussesten	i.p.	i.p.
B4	0,8	Chaussesten	0,002	0,001
B5	0,4	Chaussesten	0,002	i.p.
B6	2,8	Chaussesten	0,008	i.a.
B7	3,1	Chaussesten	0,008	i.a.
B8	3,52	Chaussesten	0,006	i.a.
B9	5,2	Ubefæstet	0,014	i.a.
B10	5,4	Ubefæstet	0,023	i.a.

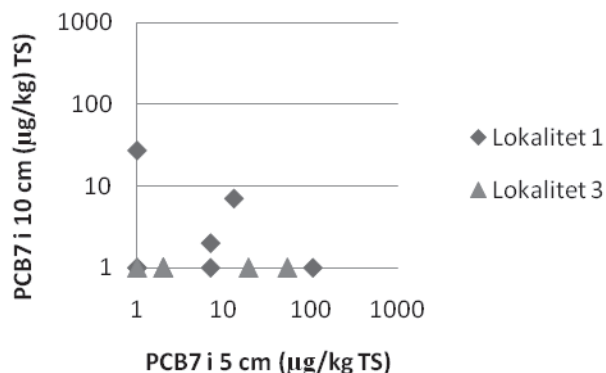
Tabel 7. Analyseresultater for jord på lokalitet 3 (5 cm og 10 cm). Resultaterne er opgivet som PCB₇ (mg/kg).

Boring	Afstand til Bygning	Befæstet	PCB ₇ 0,2 á 0,4 m u.t.	PCB ₇ 0,4 á 0,6 m u.t.
	M		mg/kg TS	
B1	0,46	Chaussesten	0,047 (intakt jord?)	0,005 (intakt jord)
B3	0,5	Chaussesten	0,17	i.p. (intakt jord)
B5	0,4	Chaussesten	0,20	0,026 (intakt jord?)
B7	3,1	Chaussesten	0,16	0,009 (intakt jord?)
B9	5,2	Ubefæstet	0,077	0,005 (intakt jord)

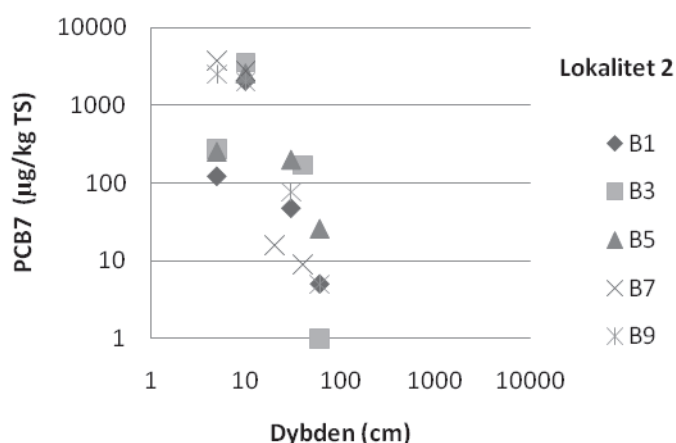
Tabel 8. Analyseresultater for jord på lokalitet 2 (20 cm til 60 cm). Resultaterne er opgivet som PCB₇ (mg/kg).

Korrelationer mellem PCB-indhold i jorden, dybde og afstand fra facade

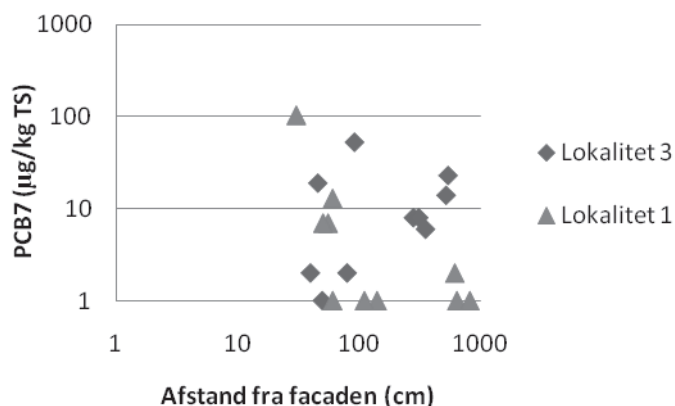
I figurene 4 til 7 er sammenhængen mellem koncentrationen af PCB i jorden, afstand fra facade og dybden vist. Der er ikke foretaget en egentlig statistisk analyse af disse sammenhænge fordi datagrundlaget er begrænset. På lokalitet 1 og 3 (figur 4) ses en tydelig tendens til at PCB koncentrationen er faldende med dybden. Kun i en enkelt boring er koncentrationen højere i 10 cm end i 5 cm. På lokalitet 2 (figur 5) er sammenhængen ikke så entydig. Kun i prøverne fra 20 cm og nedefter ses en faldende tendens, mens der i de overfladenære prøver fra 5 og 10 ikke ses nogen tendens. Ser man på afstanden fra facaden er det kun på lokalitet 1 (figur 6), at PCB koncentrationen er faldende med afstanden fra facaden. På lokalitet 2 (figur 7) og 3 (figur 6) ses ingen sammenhæng. Det er dog ikke undersøgt, om der er en sammenhæng, hvis man tager prøver helt inde ved facaden, idet der ved nærværende undersøgelser kun er udtaget prøver indtil en afstand af 30 cm.



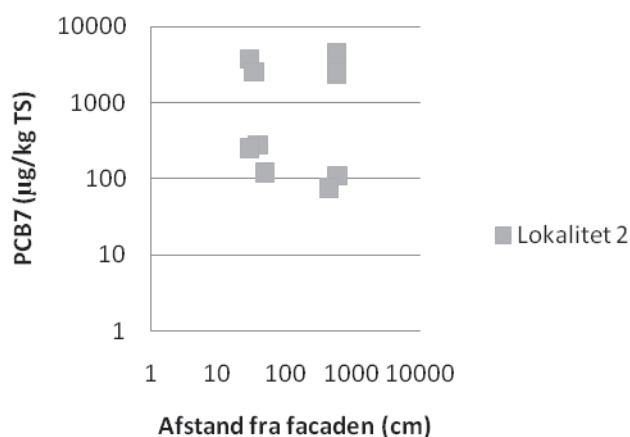
Figur 4. Sammenhæng mellem PCB-koncentration i jorden på lokalitet 1 og 3 i dybderne 5 og 10 cm.



Figur 5. Sammenhæng mellem PCB-koncentration i jorden og dybden på lokalitet 2.



Figur 6. Sammenhæng mellem PCB-koncentration i jorden og afstand fra facaden på alle jordprøver fra 5 cm på lokalitet 1 og 3.



Figur 7. Sammenhæng mellem PCB-koncentration i jorden og afstand fra facaden på lokalitet 2 på alle jordprøver fra 5 cm.

DISKUSSION

Undersøgelserne er gennemført med et meget begrænset budget, og det har ydermere været vanskeligt at finde ejendomme, hvor grundejerne ikke var betænkelige ved at lade undersøgelsen udføre. Der er derfor kun analyseret jordprøver fra 3 lokaliteter. Undersøgelsen giver mulighed for vurdering af forureningsniveau og -udbredelse, kontaktrisiko og jordkategorisering på de 3 ejendomme og sammenholdt med øvrige studier af PCB i danske jorder /9/ er der nu skabt et omend spinkelt grundlag for at vurdere kontaktrisikoen på denne type ejendomme og behovet for PCB-analyser ved jordflytning. Der er dog stadig et begrænset erfaringsmateriale til rådighed og ønskes et mere sikkert billede af forekomst af PCB-forurenede ejendomme vurderes det, at der skal udføres undersøgelser på et større antal ejendomme.

PCB analyser er faldet betydeligt i pris i de sidste år og kan i skrivende stund udføres for 750-1.000 kr. pr. analyse. Der er derfor ikke længere en stor økonomisk barriere i forbindelse med udførelse af traditionelle forureningsundersøgelser og kategorisering af overskudsjord ved jordflytning.

De højest målte koncentrationer af PCB i jorden ved nærværende undersøgelser er på den ene af de tre lokaliteter næsten en faktor 10 større end de hidtil højest målte værdier i danske jorder /9/ og værdierne overskrider kvalitetskriterierne for meget følsom arealanvendelse i de lande vi normalt sammenligner os med. På de to øvrige lokaliteter ligger værdierne på niveau med, hvad der er fundet ved tidligere undersøgelser, og ligger under de førnævnte kvalitetskriterier. Den sundhedsmæssige vurdering ved eksponering gennem indtagelse af PCB-forurenet jord bør derfor revurderes, så den afspejler de seneste resultater og med den stigende medieomtale af PCB, der har været i den seneste tid er der brug for nogle udmeldinger fra officielt hold på, hvordan man forholder sig til det foreliggende datagrundlag. Med de påviste koncentrationer på op til mere end 4 mg PCB₇/kg TS opnås en lavere sikkerhedsmargin i forhold til LOAEL (lowest observed adverse effect level=laveste effekt niveau). Tidligere har man beregnet en sikkermargin på over 1.000 /5/, og vurderet, at det ikke gav anledning til nogen sundhedsrisiko, men i og med, at der nu er påvist betydeligt højere koncentrationer end tidligere bør sundhedsrisikoen vurderes på ny.

På en ud af tre lokaliteter er der påvist indhold af PCB på mere end 1 mg PCB₇/kg TS, som er grænseværdien for deponering af affald/jord på et deponeringsanlæg for inert affald. Jord med op til 10 mg PCB₇/kg TS kategoriseres som mineralsk affald og ved koncentrationer på mere end 50 mg/kg TS skal jorden betragtes som farligt affald. Ved nærværende undersøgelse er der ikke påvist koncentrationer over 10 mg/kg TS, men det kan på baggrund af undersøgelsen ikke udelukkes, at der er behov for PCB analyser ved jordflytning efter reglerne i jordflytningsbekendtgørelsen.

KONKLUSION OG PERSPEKTIVERING

Datagrundlaget er stadig begrænset og ønskes et mere dækkende billede vurderes, det at der skal undersøges jordprøver fra et større antal lokaliteter, men der er påvist PCB i jorden på alle de undersøgte lokaliteter og det kan ikke udelukkes, at det er nødvendigt at tage PCB i betragtning både ved jordflytning og ved risikovurdering i forhold til meget følsom arealanvendelse på ejendomme med PCB-holdige byggematerialer.

Der er fundet markant højere PCB indhold på én af lokaliteterne i forhold til de to øvrige og også i forhold til tidligere undersøgelser. Denne lokalitet adskiller sig også fra de to andre ved, at der ikke er nogen tydelig sammenhæng hverken med dybden eller afstanden fra facaden. Det kan skyldes, at jorden er omgravet eller, at der måske er andre kilder til PCB forureningen. Disse forhold er ikke undersøgt nærmere, men det kunne være en parameter, der kunne blive belyst ved at undersøge et større antal lokaliteter.

Ved prøvetagning vurderes det at være tilstrækkeligt, at udtage prøver af fyldjorden, da resultaterne som forventet ikke tyder på, at forureningen trænger ned i intakt jord, men i omgravede områder tyder resultaterne til gengæld på, at der kan findes PCB i hele fyldlaget og at de højeste koncentrationer ikke nødvendigvis findes tættest ved facaden.

REFERENCER

- /1/ ATSDR (2000). Toxicological Profile for Polychlorinated Biphenyls (Update). U.S. Department of Health & Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- /2/ Ottesen, R.T., Alexander, J., Joranger, T., Rytter, E. og Andersson, M., 2007. Forslag til tilstandsklasser for jord. NGU Rapport 2007.019
- /3/ Bekendtgørelse nr. 18 af 15. januar 1976 om begrænsninger i indførsel og anvendelse af PCB og PCT og bekendtgørelse nr. 572 af 26. november 1976 om ændring af og om ikrafttræden af bekendtgørelse om begrænsninger i indførsel og anvendelse af PCB og PCT.
- /4/ Miljøministeriet: Bekendtgørelse nr. 718 af 9. oktober 1986 om begrænsninger i anvendelsen af PCB og PCT.
- /5/ Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 1 2009. Sundhedsmæssig vurdering af PCB-holdige bygningsfuger.
- /6/ Stockholmkonventionen om persistente organiske forurenende stoffer af 22. maj 2001.
- /7/ Bortskaffelse af PCB affald jf. Miljøstyrelsens retningslinjer på hjemmesiden, <http://www.mst.dk>, opdateret 21. april 2009.
- /8/ Miljøministeriet: Bekendtgørelse nr. 252 af 31. marts 2009 om deponeringsanlæg.
- /9/ Er PCB er jordforureningsproblem? Thomas Hougaard, Simone Felskov Jensen og Anita Veihe. Jordforurening.info nr.3/2009.
- /10/ Miljøministeriet: Bekendtgørelse nr. 925 af 13. december 1998 om PCB, PCT og erstatningsstoffer herfor.

TILSÆTNINGSSTOFFER I CHLOREREDE OPLØSNINGSMIDLER - EN OVERSET FORURENINGSRISIKO?

Civilingeniør, ph.d. Katerina Tsitonaki
Civilingeniør Signe Nielsen
Civilingeniør Claus Westergaard
Orbicon A/S

Biolog Jan Petersen
Region Syddanmark

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

Der er foretaget en kortlægning af tilsætningsstoffer i chlorerede opløsningsmidler, samt en vurdering af hvilke af disse som potentielt kan udgøre den største risiko for mennesker gennem eksponering via jord, grundvand og indeklima. Projektet har via patentsøgninger fundet frem til 122 tilsætningsstoffer, der er brugt i chlorerede opløsningsmidler. Af disse er der fokuseret på 62 stoffer, som er tilsat i en vægtprocent på 1 eller derover. Stofferne er rangordnet på basis af parametre som hyppighed, den maksimale vægtprocent i produkter, toksicitet, og persistens. Der er identificeret 7 stoffer (2-nitropropan, 1,4-dioxan, epichloro-hydrin, nitromethan, propylenoxid, butylenoxid og cyclohexenoxid), som de mest kritiske. Det kan anbefales, at det undersøges nærmere, om nogle af stofferne optræder i forureninger med chlorerede opløsningsmidler, især på 1,1,1-TCA lokaliteter.

BAGGRUND

Chlorerede opløsningsmidler er blandt de hyppigst forekommende forureningskomponenter i jord, poreluft og grundvand. Stofferne anvendes primært til kemisk tøjrensning og som affedtningsmiddel i mange industrielle processer.

Chlorerede opløsningsmidler kan indeholde en lang række tilsætningsstoffer. Formålet med tilsætningsstofferne er at stabilisere produktet ved at inhibere nedbrydningsreaktioner. Tilsætningsstoffer kan omfatte syreneutraliserende stoffer, såsom epoxider og aminer, metalinhiberende stoffer som ethere, ketoner og sulphoxider, og /eller antioxidant som heterocycliske kvælstof forbindelser og phenoler.

Der findes ikke et samlet billede af, hvilke stoffer, der er eller har været tilsat, og som herigennem kan bidrage til en risiko for jord og grundvand. Derfor inddrages tilsætningsstofferne ikke i forbindelse med de forureningsundersøgelser, der gennemføres i dag.

Nærværende projekt er udført under Miljøstyrelsens Teknologiprogram. Tilskudsmodtager og bygherre er Region Syddanmark og projektet er udført i samarbejde mellem Orbicon | Leif Hansen A/S og Region Syddanmark. Det skal bemærkes, at rapporten er afleveret til MST og Region Syddanmark som revideret udkast, og den endnu ikke er endeligt godkendt af Miljøstyrelsen.

FORMÅL

Formålet med projektet er at foretage en kortlægning af anvendelsen af tilsætningsstoffer i chlorerede opløsningsmidler, herunder hvilke tilsætningsstoffer, der anvendes, til hvilke formål og i hvilke mængder, samt at vurdere om stofferne udgør en trussel for jord og grundvand.

METODE

Fremgangsmåde for kortlægning af tilsætningsstoffer

Der er benyttet en række forskellige strategier til indsamling af viden:

1. En række brancheorganisationer er kontaktet for at få oplysninger om benyttede opløsningsmidler og producenter inden for deres branche.

Brancheorganisationernes kendskab til de specifikke produkter var begrænset, og det har umiddelbart ikke været muligt at fremskaffe de ønskede oplysninger.

2. Produktregisteret er kontaktet med henblik på at få bestemt og kvantificeret de branchespecifikke tilsætningsstoffer. Inden for projektets tidshorisont og økonomiramme var det ikke muligt at få de ønskede oplysninger.
3. Der er gennemgået en række patenter for specifikke opløsningsmidler for derigennem at få et kendskab til, hvilke tilsætningsstoffer der indgår i chlorerede opløsningsmidler. Gennemgangen af patentdatabaserne vurderes at have været et effektivt redskab til at indkredse de benyttede tilsætningsstoffer i chlorerede opløsningsmidler. Metoden har dog den ulempe, at det er usikkert, i hvor stort et omfang de enkelte produkter er/har været benyttet, og om de er/har været benyttet specifikt i Danmark.

Sortering af tilsætningsstofferne

Der er i alt fundet 122 tilsætningsstoffer via gennemgang af patenter. En række stoffer optræder i patenter fra flere forskellige producenter. Idet tilsætningsstoffer kun vil udgøre en meget lille andel af en evt. forurening, er det valgt at fokusere på stoffer, hvor den maksimale indholdsprocent i produkterne er lig med eller over 1 % w/w.

Fremgangsmåde for indsamling af stoffernes egenskaber

For alle kemiske stoffer, der kunne identificeres med et CAS-nr., er der foretaget en indsamling af fysiske, kemiske og toksikologiske egenskaber.

Indledningsvis er der for alle stoffer foretaget en søgning for R-sætninger i EU's stofdatabase ESIS. Endvidere er der indsamlet udvalgte fysiske og kemiske egenskaber fra følgende databaser:

1. EU stofdatabase <http://ecb.jrc.ec.europa.eu/esis/>
2. United States National Library of Medicine, Toxicological data Network
<http://toxnet.nlm.nih.gov/>

Derudover er USEPAs EPISuite software brugt som et supplement til at estimere stoffernes egenskaber, når disse ikke kunne findes i ovenstående databaser.

Prioritering af tilsætningsstoffer

Der er udført en prioritering af de fundne stoffer med henblik på at udpege de potentielt set mest kritiske. Dette er sket ved tildeling af "scorepoints" til hvert stof afhængigt af parametre som hyppighed, den maksimale angivne vægtprocent (%w/w) i produkter, toksicitet, og persistens. Stofferne er vurderet i forhold til potentielle spredningsveje og potentiel risiko for mennesker gennem eksponering via jord, grundvand og indeklima.

Det har været vanskeligt at finde oplysninger om stoffernes toksikologiske egenskaber. Mange af stofferne er tildelt scorepoint på baggrund af enkelte værdier om akut toksicitet, uden kendskab til hvad effekter af evt. kronisk eksponering. Det er forsøgt at isolere denne begrænsning ved at sortere stoffer afhængigt af kvaliteten af datagrundlaget.

RESULTATER

Projektet har fundet frem til 122 tilsætningsstoffer der er brugt i chlorerede opløsningsmidler. Heraf er 62 stoffer brugt i en maksimal vægtprocent større end eller lig med 1%. Der er identificeret 7 stoffer, som vurderes at være de mest kritiske i forhold til en potentiel risiko for mennesker gennem eksponering via grundvand og indeklima. Disse stoffer er vist på nedenstående skema:

CAS nr.	Stofnavn	Tilsætningsstof i					Kritisk ift.	
		PCE	TCE	1,1,1-TCA	Generelt	Andre	Grundvand	Indeklima
79-46-9	2-nitropropan	X	X		✓		Ja	Ja
123-91-1	1,4-dioxan		X	X			Ja	Ja
106-89-8	epichlorohydrin	X	X		✓	DCA	Ja	Ja
75-52-5	nitromethan	X	X		✓		Ja	Ja
75-56-9	propylenoxid	X	X		✓		Ja	Ja
26249-20-7	butylenoxid	X	X		✓	DCA	Ja	Ja
286-20-4	cyclohexenoxid	X	X		✓		Ja	Ja

✓: Kemikalieproducenten har forbeholdt sig retten til at bruge stoffet i alle chlorerede opløsningsmidler, udover de produkter der er navngivet i patenter (markeret med et kryds)

Der er ikke fundet nogle stoffer, der ville kunne udgøre en risiko ved kontakt med forurenede jord. Projektet har endvidere vist, at der findes flere stoffer hvis potentielle sundhedsfarlige effekter ikke er kendt, f.eks. dioxadien og 1,3,5- triisopropylhexahydrotriazin.

DISKUSSION

De enkelte opløsningsmidler kræver forskellige indhold og type af stabilisatorer. 1,1,1-trichloroethan (1,1,1-TCA) er ustabil og kræver derfor det højeste indhold af stabilisatorer i form af metalinhiberende stoffer og syreneutraliserende stoffer /1/. Brancher hvor 1,1,1-TCA er anvendt, er dermed mere relevante i forhold til risiko for forurening med tilsætningsstoffer.

Forurening med tilsætningsstoffer kan være relevant at undersøge i de tilfælde, hvor der er sket store spild af chlorerede opløsningsmidler, og dermed store spild af evt. tilsætningsstoffer. Dette betyder at renserier og industriaktiviteter, hvor der har været anvendt store mængder af opløsningsmidler i affedtnings- og trikar er et særligt fokusområde.

Det kan overvejes at undersøge nærmere, om nogle af de ovennævnte 7 stoffer optræder i forurening med chlorerede opløsningsmidler, især på 1,1,1-TCA lokaliteter. Hvis der fremkommer flere oplysninger om stoffer, hvis toksikologiske egenskaber ikke er tilstrækkeligt kendt pt., kan det ligeledes overvejes, om disse stoffer skal undersøges nærmere.

De identificerede stoffer har en højere grundvandsmobilitet end selve de chlorerede opløsningsmidler, hvorfor det er muligt, at de vil kunne sprede sig mere end de chlorerede opløsningsmidler, og derved udgøre en risiko uafhængigt af de chlorerede opløsningsmidler. 1,4-dioxan er allerede fundet på flere forurenede lokaliteter, hvor der har været forurening med chlorerede opløsningsmidler i Danmark (Vapokon) /2,3/ og i udlandet /1/. Butylenoxid (tetra-

hydrofuran) er også fundet på en lokalitet med chlorerede opløsningsmidler forurening i USA /4/.

KONKLUSION

På det eksisterende vidensgrundlag er det ikke muligt at fastlægge, hvorvidt tilsætningsstoffer udgør en reel risiko, men dette projekt har identificeret, hvilke stoffer, der teoretisk set kan forventes at udgøre en risiko, og dermed kunne undersøges i første omgang. Dette kan evt. gøres ved udvidede analysepakker på udvalgte lokaliteter, hvor der er håndteret store mængder opløsningsmidler og især 1,1,1-TCA, som har det højeste indhold af tilsætningsstoffer.

REFERENCER

- /1/ Mohr, TKG (2001) "Solvent Stabilizers White Paper Prepublication Copy". Santa Clara Valley Water District of California.
- /2/ Personlig korrespondance med Jørn Pedersen, Region Syddanmark
- /3/ Personlig korrespondance med Claus Westergaard, Orbicon | Leif Hansen
- /4/ Isaacson et al, (2006), "Quantitative Determination of 1,4-Dioxane and Tetrahydrofuran in Groundwater by Solid Phase Extraction GC/MS/MS" Environ. Sci. Technol., 2006, 40 (23), pp 7305–7311

DET ER BARE GAS – UNDERSØGELSER OG ERFARINGER FRA ET BEBYGGET JORDDEPONI

Civilingeniør, kontorleder Jens-Ole Petersen
Civilingeniør, ph.d., Per Løll
Civilingeniør, kvalitetssikringschef Claus Larsen
Dansk Miljørådgivning A/S

Cand.mag. Stefan Outzen
OutzenPro

Agronom Tommy Bøg Nielsen
Cand. techn. soc. Stella Agger

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

Erfaringerne fra undersøgelserne på et bebygget jorddepot etableret i et opfyldt tidligere bundfældningsbassin for spildevand fra en sukkerfabrik viser, at der kan dannes høje metangaskoncentrationer, der kan udgøre en risiko for indeklimaet i beboelserne. Det vurderes, at det kan være en overset problematik andre steder, hvor bebyggelse er sket oven på jord med højt organisk indhold. Undersøgelserne på lokaliteten viser, at de målte gaskoncentrationer kan variere betydeligt inden for kort afstand bl.a. som følge af geologi og grundvandsforhold. Erfaringerne fra sagen vurderes at kunne inddrages i tilrettelæggelsen af fremtidige undersøgelser af bebyggelser på jorddepoter og i forbindelse med tolkning af måleresultater.

BAGGRUND

I forbindelse med nedlukningen af sukkerfabrikken i Sakskøbing er et større område, der tidligere har været anvendt af virksomheden, udlagt til boligformål. Der er opført fire parcelhuse på arealet i perioden fra 2006-2007. Boligerne blev opført uden for den, på daværende tidspunkt, kortlagte del af området, der var blevet kortlagt som følge af påvist olieforurening stammende fra skumhæmmende midler i forbindelse med roeskylningsprocessen. På arealet, hvor boligerne er etableret, har der tidligere været et jordbassin, anvendt i tilknytning til sukkerfabrikens spildevandssystem som bundfældningsbassin for skyllevand for roer. Inden boligerne er etableret, er bassinet blevet delvist opfyldt med jord. Der er endvidere foretaget en opfyldning af en å, der tidligere løb igennem arealet.

Efter opførelse af de første fire huse har Region Sjælland udført undersøgelser på arealet, som følge af, at der var opstået mistanke om muligheden for tilstedeværelsen af gas. Ved undersøgelserne blev der konstateret kraftigt forhøjede indhold af deponigas flere steder i området for jorddeponiet. Indholdene har resulteret i iværksættelsen af en række supplerende undersøgelser med henblik på at vurdere risikoen i tilknytning til de fire etablerede boliger på jorddeponiet, og der er pt. ved at blive gennemført en gasafværge på to af ejendommene. Der er endvidere iværksat et gasmoniteringsprogram på ejendommene, som løber frem til sommeren 2011.

De hidtidige erfaringer fra gasundersøgelserne på arealet er interessante af flere årsager. Dels peger undersøgelsesresultaterne på en række væsentlige usikkerheder, der skal håndteres i forbindelse med tilrettelæggelse og tolkning af undersøgelsesresultater for deponigas, og dels viser casen, at der kan være oversete gasdannelsesproblemer i boligområder opført i og omkring andre jorddeponier og spildevandsanlæg, hvor der er et højt indhold af organisk materiale.

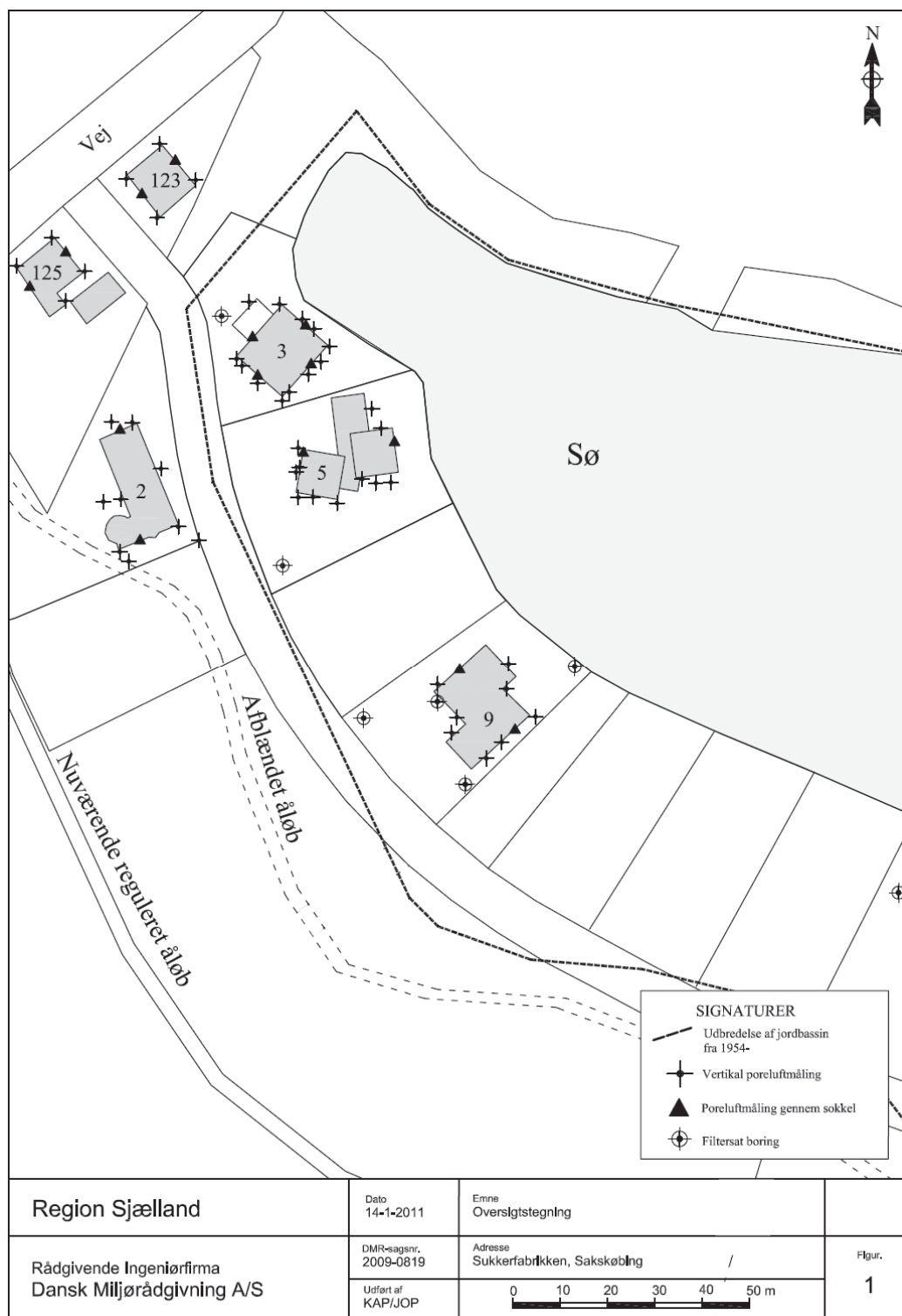
FORMÅL

Formålet med nærværende indlæg er således at uddrage de væsentlige erfaringer vedr. gasundersøgelserne på ejendommene.

BESKRIVELSE AF LOKALITET, UNDERSØGELSESFORLØB OG METODE

Lokaliteten

En oversigtstegning med angivelse af lokaliteten fremgår af figur 1.



Figur 1: Situationsplan for lokaliteten med angivelse af placering af prøvetagningspunkter.

Af figur 1 fremgår placeringen af jorddeponiet, udstykningen, det tidligere å-løb samt de fire bebyggede matrikler og to naboejendomme, der ligeledes er inddraget i de hidtidige undersøgelser. Den sø, der ligger nord for udstykningen, er en del af det tidligere jordbassin, der ikke er opfyldt. Mod sydvest er den omtalte å lagt i et nyt tracé.

Undersøgelsesforløb

I alt er der udført gasundersøgelser i flere etaper i perioden fra 2004-2010. Undersøgelsesforløbet har været følgende:

I 2004 - 2005 er der af Storstrøms Amt gennemført en række kortlægningsundersøgelser af hele sukkerfabrikken. Her er der udført fire boringer i området for jordbassinet, og på baggrund heraf blev dele af jordbassinet V2-kortlagt, da der blev konstateret 2-4 meter fyldjord, og da der i enkelte prøver blev påvist indhold af mellem- og højtstående kulbrinter på op til ca. 600 mg/kg TS. Indholdene af kulbrinter er senere vurderet at være relateret til anvendelsen af dieselolie til skumdæmpning i jordbassinet. Der blev ikke foretaget metangasundersøgelser på arealet. Området for boligudstyknings blev ikke kortlagt på daværende tidspunkt.

I 2008 iværksatte Region Sjælland de første gasundersøgelser. I første omgang blev der udført 20 metangasmålinger langs det opfyldte å-løb. Efterfølgende blev der udført 24 målinger omkring de 4 nybyggede ejendomme. På baggrund af disse undersøgelsesresultater, hvor der blev konstateret indhold af metan på op til 8,2 % og kuldioxid indhold på op til 33 %, blev det vurderet, at der foregår en forøget mikrobiel omsætning, men at der ikke i målingerne var konstateret koncentrationer, der udgjorde en eksplosionsfare i beboelserne. Regionen revurderede herefter kortlægningen, og hele området for jorddeponiet blev V1 kortlagt og grundejerne på de fire bebyggede ejendomme blev tilbudt yderligere undersøgelser. Fremtidig bebyggelse på arealet kan reguleres ved hjælp af §8 i jordforureningsloven.

Efterfølgende er der i forbindelse med 1- årsundersøgelserne på tre af ejendommene bl.a. udført supplerende undersøgelser for metangas. Undersøgelserne er udført af Dansk Miljørådgivning A/S. Her er der konstateret kraftigt forhøjede metankoncentrationer på 67 % og 22 vol % (ren deponigas) og tydelige overtryk i filtersatte boringer på den ene af ejendommene (nr. 9 på situationsplanen). På nr. 3 og 5 er der ikke i første omgang konstateret koncentrationer, der isoleret set blev vurderet at udgøre en risiko. På baggrund af de konstaterede høje metankoncentrationer er der iværksat afværge på nr. 9 og en videregående undersøgelse af metangas på de tre øvrige ejendomme samt på to naboejendomme, der grænser op til jorddeponiet. Endvidere er der opsat gasalarmer i alle boligerne.

Ved den videregående undersøgelse er der konstateret kraftigt forhøjede metankoncentrationer på op til 73% i en måling umiddelbart under gulv på yderligere én af ejendommene (nr. 5), hvor der ligeledes pt. er iværksat afværgetiltag. Endvidere er der konstateret kraftigt forhøjede metankoncentrationer og overtryk i en filtersat boring grænsende op til beboelsen på nr. 3.

Pt. gennemføres der yderligere monitoring af metangasvariationerne på nr. 2 og 3 og nr. 123 og 125.

Forløbet illustrerer, at der har været risiko for at negligere/overse en væsentlig risiko for eksplosionsfare i beboelserne i hele undersøgelsesforløbet, bl.a. som følge af historikken og de

kraftigt varierende metangaskoncentrationer, der konstateres i de forskellige målepunkter, der er etableret.

Metode og risikovurderingsmæssige overvejelser

Undersøgelsesteknisk er metangasmålingerne udført enten med spyd etableret 0,6-1,0 m.u.t. umiddelbart over grundvandsspejlet, der på lokaliteten er beliggende højt og i perioder helt op til ca. 0,7-1,2 m.u.t. Endvidere er en række poreluftssonder etableret under gulv i det kapillarbrydende lag udført gennem soklerne på ejendommene. Endeligt er filtersatte miljøtekniske boringer monteret med prop og kobling til udførelse af gasmålinger.

Der er målt for indhold af metan (CH₄), O₂ og CO₂. Gasmålingerne er foretaget i felten med en infrarød gasmåler (IR-måler). I forbindelse med DMR's målinger er der målt i minimum 15 minutter eller til stabilisering af værdier. Endvidere er eventuelle peakværdier af metan registreret. Der er også foretaget målinger af differenstrykket i alle etablerede faste målesonder og boringer.

I tabel 1 er en række værdier angivet, der kan anvendes ved vurdering af analyseresultaterne for metan, kuldioxid og ilt.

Parametre	Metan (CH ₄)	Kuldioxid (CO ₂)	Ilt (O ₂)
Atmosfærisk luft	ingen	0,03 %	20,9 %
Ren deponigas (typiske værdier, jf. /1/)	63,8 %	33,6 %	0,16 %
Typiske baggrunds niveauer, jordluft /2/	Spor	0,1-2 %	<20,6 %
Kvælningsrisiko /1/	-	1,5 % ¹	<18 %
Nedre eksplosionsgrænse (LEL) /1/	5 %	-	>13 %
Acceptkriterier, gaskontrolsystemer /1/	<1 % (20 % af LEL)	<1,5 %	-

¹ Korttidseksponeringsgrænse (10 min)

Tabel 1: Værdier for metan, kuldioxid og ilt, der kan inddrages i tolkning af analyseresultater for deponigas.

Ved risikovurdering i forhold til gasproduktionen i sedimentationsbassinet skal det især tages i betragtning, at metan er brand- og eksplosionsfarlig ved en nedre koncentrationsgrænse på fra 5 % og ved en samtidig iltkoncentration over 13 %. Kuldioxid kan selv ved relativt lave koncentrationer på 1,5 % medføre kvælningssymptomer. Bemærk at baggrunds niveauerne i jordluften vil afhænge af den naturlige omsætning i jordmatricen, og der vil således i jord med højt indhold af naturligt forekommende organisk materiale kunne ske nedbrydning, der kan resultere i et højere indhold af kuldioxid og metan, end angivet i tabellen /1/.

RESULTATER

Geologi og hydrogeologi

Området for jordbassinet, hvor de fire af de seks beboelser er etableret, er generelt karakteriseret ved, at der er i størrelsesordenen 2,5-4,5 meter fyldjord. Fyldjorden har et varierende indhold af organisk materiale, og fyldjorden består generelt øverst af jord tilført i forbindelse med jordopfyldning/terrænregulering af jordbassinet. Der er i denne del af fyldjorden også konstateret mindre indhold af forskelligt affald og slagger. Den underliggende fyldjord

vurderes at være sediment, der stammer fra sedimentationen af sand, ler og organisk materiale fra roevaskningen i jordbassinet. Fyldjorden er underlejret af et ældre organisk tørvelag med en mægtighed på ca. 1,5-3 meter. Fra ca. 7 m.u.t. er der konstateret intakte sandaflejringer. Vandspejlet er beliggende højt, lokalt fra mellem ca. 0,7 og 1,2 m.u.t.

Analyseresultater

Placeringen af poreluftsmålepunkter fremgår af figur 1. I tabel 2 og 3 er der foretaget en dataanalyse af de konstaterede koncentrationer af hhv. metan og CO₂ i alle de udførte målepunkter. Hvor der er foretaget flere målinger i samme prøvetagningspunkt, er resultatet af 1. undersøgelsesrunde medtaget for alene at beskrive variationen mellem de udførte prøvetagningspunkter. Alle prøverne er ikke udtaget på samme tidspunkt og dataanalyserne omfatter både gasmålinger udtaget under gulv, med spyd 0,6-1,0 m.u.t. og fra filtersatte borer. Den tidsmæssige variation og prøvetagningsmetodernes indflydelse på resultaterne er drøftet efterfølgende.

	Antal målepunkter	Min	Max	25 % fraktil	50 % fraktil	75 % fraktil	90 % fraktil
		Metan (vol %)					
Boliger placeret i området for jorddeponi og opfyldt å-løb							
Nr. 2	11	0	4,5	0	0	1,4	3,5
Nr. 3	18	0	40,8	0	0	0,5	7,8
Nr. 5	15	0	73,8	0	0	0	4,8
Nr. 9	14	0	67	0	0,4	23,3	43,8
Boliger placeret uden for området for jorddeponi og opfyldt å-løb							
Nr. 123	6	0	0	0	0	0	0
Nr. 125	6	0	0	0	0	0	0

Tabel 2: Metankoncentrationer konstateret i de udførte målepunkter.

	Antal målepunkter	Min	Max	25 % fraktil	50 % fraktil	75 % fraktil	90 % fraktil
		Kuldioxid (vol %)					
Boliger placeret i området for jorddeponi og opfyldt å-løb							
Nr. 2	11	0,8	33,4	2,9	4,9	6,8	25,4
Nr. 3	18	0	25,7	0,5	1,7	2,9	7,9
Nr. 5	15	0,9	24	2,2	4,6	6,8	9,9
Nr. 9	14	0	31,6	0,4	7,3	21	27,8
Boliger placeret uden for området for jorddeponi og opfyldt å-løb							
Nr. 123	6	0	4,2	0,2	0,9	3,4	4,2
Nr. 125	6	0	3,9	0	0	0	2,0

Tabel 3: Kuldioxidkoncentrationer konstateret i de udførte målepunkter.

Diskussion af resultater

Årsagerne til de konstaterede varierende metan- og kuldioxidkoncentrationer på ejendommene kan formentlig findes i en række forskellige faktorer. Den væsentligste årsag til variationerne skal formentlig findes i de geologiske forhold. Der er tale om et terrænnært depot, hvor de deponerede organiske jordaflejringer - der kan give anledning til gasdannelsen - er beliggende ned til maksimalt ca. 7,0 m.u.t., samtidigt med at der er et højtliggende vandspejl ca. 1,0 m.u.t. Dette medfører, at gasdannelsen sker under grundvandsspejlet. Gasdannelsen vil forventeligt ske med store lokale variationer, og samtidigt vil gasbevægelserne inde i jorddepotet være både vertikale og horisontale, afhængigt af de lokale aflejringsforhold og permeabilitet. Udslip af gas til overfladen vil derfor forventeligt ske med meget store lokale variationer, både tidsmæssigt og rumligt. Endvidere er der på den aktuelle sag også risiko for, at gasdannelse i det underliggende oprindelige tørvelag kan bidrage til gaskoncentrationerne.

Der er i flere af de etablerede filtersatte boringer konstateret, at der lokalt kan opbygges et betydeligt gastryk på >2.500 pa i depotet. Overtrykket øger risikoen for, at gassen kan transporteres væk fra de gaslommer i jorddeponiet, hvor der som følge af den mikrobielle aktivitet opbygges et overtryk. En prøvepumpning har vist, at der uanset det betydelige overtryk, er et relativt begrænset gaspotentiale (gasproduktion) i depotet. I praksis vil det sige, at der forventeligt er tale om mindre gaslommer, hvor der over tid kan ske en gasophobning af metan under lavpermeable lag, når den mikrobielle aktivitet lokalt er høj, men at gastrykket hurtigt falder, når der sker udluftning af lommen.

Poreluftprøver udtaget med spyd over grundvandsspejlet viser meget store lokale variationer, hvilket ud over ovenstående forhold kan skyldes, at det højtliggende grundvandsspejl medfører, at målingerne i flere tilfælde er udført højere end 1,0 m.u.t., hvilket øger risikoen for fortynding med atmosfærisk luft.

Undersøgelsesteknisk er det generelt erfaringen fra projektet, at de filtersatte boringer monteret med filterstrækninger under grundvandsspejlet og med prop med kobling til gasmåling har været velegnede til at vurdere, om der sker en gasdannelse i jorddepotet. Der er således generelt konstateret forhøjede indhold af metangas og/eller CO_2 i samtlige filtersatte boringer. Målingerne i boringerne giver dog ikke et direkte mål for, om der faktisk sker indtrængning af deponigas til boligerne.

Der er også konstateret betydelige rumlige og tidsmæssige variationer i gaskoncentrationerne målt under gulv i de kapillarbrydende lag. De rumlige variationer er dels vurderet at være relateret til, at gasindsivningen til det kapillarbrydende lag sker via lokale lodrette transportveje (skorstene). Ved en detaljeret gennemgang af bygningskonstruktionerne har det endvidere vist sig, at det kapillarbrydende lag i flere af boligerne er adskilt af støbebjælker, sokler m.v. der gør, at der kan være flere adskilte luftlommer under bygningerne.

Datagrundlaget til at bedømme de tidsmæssige variationer er relativt spinkelt. Der er bl.a. ikke foretaget kontinuert logning af gaskoncentrationen i monitoringsboringerne. Der er dog foretaget målinger på forskellige tider af året og i forskellige tryk- og vejr-situationer. Desuden har vandspejlet varieret ved de enkelte målerunder. Der er således en lang række variable, der kan forklare konstaterede tidsmæssige variationer i koncentrationerne i de enkelte målepunkter, men der kan ikke på det foreliggende grundlag uddrages entydige konklusioner omkring de tidsmæssige variationer. Resultaterne viser dog generelt, at gentagne målinger i de målestationer, hvor der er konstateret relativt høj gasindhold, bekræfter risikobilledet, og at

det således er den stedlige variation, der har været mest betydende for vurderingen af risikoen under de aktuelle forhold.

Som det fremgår af resultaterne, er det også en erfaring, at der skal udvises meget stor forsigtighed ved tolkning af resultaterne. Mindre indhold af metan og/eller kuldioxid kan indikere, at der lokalt kan ske dannelse af væsentligt større gaskoncentrationer, end man umiddelbart måtte forvente.

ERFARINGSOPSAMLING OG PERSPEKTIVERING

Følgende erfaringer og perspektiver vurderes at kunne uddrages af sagen:

- Historikken for casen viser en ny type af lokaliteter, hvor der som følge af høje indhold af organisk materiale i sediment, tilført jord og/eller naturlige aflejringer kan være potentielle problemer i forhold til deponigas.
- Et terrænnært jorddepot med højt organisk indhold og et højt grundvandsspejl kan resultere i meget høje metan- og kuldioxidkoncentrationer.
- Der ses meget store variationer i metankoncentrationen inden for få meter i den umættede zone. Årsagen er sandsynligvis primært, at gasdannelsen varierer betydeligt. Endvidere sker gasdannelsen under grundvandsspejlet og gastransporten gennem fyldlagene til overfladen sker med store lokale variationer.
- Såfremt gasdannelsen sker under grundvandsspejlet vil vandsøjletryk og jordlagernes permeabilitet kunne virke som barrierer for gassen, og målingerne vil kunne vise store trykvariationer. Lokalt kan der blive opbygget betydelige overtryk.
- Der er iagttaget meget store variationer under gulv, hvilket vurderes at være relateret til, at gasindtrængningen dels sker lokalt via "skorstene" og at det kapillarbrydende lag består af flere adskilte zoner, således at gassen ikke transporteres ud til hele det kapillarbrydende lag.
- Gasmåling på filtersatte borerer monteret med prop med kobling til gasmåling har generelt vist høje indhold af metan og/eller kuldioxid og i flere tilfælde høje overtryk. Filtersatte borerer vurderes velegnede til at vurdere potentialet for, at der sker en gasdannelse i jorddepotet.
- Der skal udvises meget stor forsigtighed ved tolkning af resultaterne. Mindre indhold af metan kan indikere, at der lokalt kan ske dannelse af væsentligt større metangasmængder, end man umiddelbart måtte forvente.

REFERENCER

- /1/ Miljøstyrelsen 1993
Arbejdsrapport nr. 69, 1993, Lossepladsgas
- /2/ Richter, Jörg, 1987
The soil as a Reactor, Catena Verlag, 1987.

IN SITU TEST TIL DOKUMENTATION AF NEDBRYDNING I UMÆTTET ZONE

Ph.d., udviklingsleder Per Loll
Ph.d. Andreas Houlberg Kristensen
Ph.d. Poul Larsen
Civilingeniør Claus Larsen
DMR A/S

Lektor emeritus Kaj Henriksen
Sektion for Miljøteknologi, Aalborg Universitet

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

DMR og AAU har under Miljøstyrelsens Teknologipulje udviklet og foretaget en indledende afprøvning af en felttest til dokumentation og kvantificering af nedbrydning af oliekulbrinter i jordens umættede zone. Ved testen nedblæses forurening på gasform i ét punkt og opsuges i et nabopunkt (= en vandret felt-kolonne-test, uden kolonne). Testen benævnes Dual Point Degradation Test (DPD-test). På baggrund af et aerobt og et anaerobt testforløb, samt en simpel analyse af gennembrudskurven, dokumenteres in-situ nedbrydning og der kan estimeres en aerob nedbrydningsrate. Testen er hurtig og operationel ift. de metoder, der hidtil er publiceret, og er afprøvet på en sag, hvor der er efterladt en mindre dieselolieforurening.

BAGGRUND

Den danske risikovurderingskontekst: JAGG 1.5 og 2.0

I JAGG 1.5 (grundvandsmodulet) inddrages den umættede zone kun i det omfang, at kildegeometrien (areal og bredde), samt kildestyrkekoncentrationen skal karakteriseres. For risikovurderingen er det principielt ligegyldigt om der er 1 eller 50 meter fra bunden af forureningen til grundvandet (transportafstanden fra kilde til grundvand), ligesom aflejringstypen i den umættede zone ikke har betydning for resultatet. Man kan sige, at den tidsmæssige dynamik, samt de processer der måtte foregå under transporten fra kilde til grundvand, er trukket ud af risikovurderingen.

I JAGG 2.0 åbnes der op for at inddrage den umættede zone mere direkte i risikovurderingen, da der som en integreret del af beregningen fra en kilde, beliggende i den umættede zone, kan udføres en beregning af transporttiden/-dynamikken imens forureningen udvaskes/transporteres mod grundvandet /1/. For en kilde med oliekulbrinter kan der endvidere inddrages nedbrydning under transporten igennem den umættede zone mod grundvandet. I den forbindelse er det vigtigt, at holde sig for øje, at der i JAGG 2.0 lægges op til, at nedbrydning i den umættede zone kan inddrages på tre forskellige niveauer /1/:

1. Ingen nedbrydning.
2. Kvalitativ dokumentation af nedbrydningen, f.eks. via dokumentation af iltforbrug og dannelse af kuldioxid (smoking guns), samt brug af en konservativ/lav nedbrydningsrate fra litteraturen.
3. Kvantitativ dokumentation af nedbrydning via en estimering af den aktuelle nedbrydningsrate på lokaliteten, og benyttelse af denne i risikovurderingen.

Hvilke projekter har Miljøstyrelsen igangsat?

For at imødegå behovet for at inddrage nedbrydningen i risikovurderinger for grundvandet (niveau 2 og 3), har Miljøstyrelsen igangsat et Teknologiprojekt med det formål, at belyse hvilke feltstrategier der kan benyttes med henblik på at dokumentere nedbrydning i den umættede zone; hhv. kvalitativt og kvantitativt /2 og 3/. Dvs. et litteraturstudie af eksisterende/publicerede og nærtliggende dokumentationsstrategier (stadig på et forskningsstadium). Kendetegnende for de identificerede strategier er, at de er forholdsvis arbejdskrævende og omkostningstunge (specielt på niveau 3).

I forlængelse af /4/, hvor resultaterne antyder en meget kraftig indflydelse af nedbrydning under transporten af oliekulbrinter igennem den umættede zone, har Miljøstyrelsen igangsat et projekt til indledende feltafprøvning af en ny metode, der kan benyttes til påvisning/doku-

mentation af nedbrydning i den umættede zone. Dvs. udvikling og indledende afprøvning af en helt ny metode/strategi – som præsenteres her.

Praktiske erfaringer og udfordringer

Ved opstillingen af den nye strategi har vi inddraget en lang række erfaringer opnået fra projekter gennemført på Aalborg Universitet igennem de sidste 5-10 år, herunder specialeprojekter, f.eks. /5/ og /6/. De overordnede erfaringer fra disse projekter har været:

- a) At der stort set altid kan forventes en betydelig nedbrydning af oliekomponenter, herunder BTEX, under umættede forhold når der blot opretholdes aerobe forhold. Hæmning kan dog forekomme under toksiske forhold og næringssaltbegrænsning.
- b) At nedbrydningen af BTEX, selv i en uforurennet jord, hurtigt og massivt går i gang ved tilførsel af kulbrinter – typisk indenfor 2-14 dage.
- c) At det under dynamiske og rumligt variable forhold (når fysisk-kemiske og mikrobiologiske forhold varierer i tid og sted) kan være meget svært, at uddrage en eksakt nedbrydningsrate i den umættede zone. Dette skyldes, at stort set alle de styrende processer i den umættede zone er stærkt ikke-lineære og at små usikkerheder i input giver store usikkerheder på output (nedbrydningsraten). Sådanne dynamiske og rumligt variable forhold er desværre reglen frem for undtagelsen under in-situ forhold.

Den foreslåede og afprøvede strategi bygger derudover på praktiske erfaringer fra en lang række sager med oliekomponenter, herunder /4/, hvor alle indicier peger på, at nedbrydning ofte foregår i praksis og ofte eliminerer den faktiske risiko; specielt hvis der er aerobe forhold.

I forhold til praktiske risikovurderinger for oliestoffer er det endvidere kendetegnende, at nedbrydningsraten spiller en afgørende rolle for resultatet af risikovurderingen. Oftest vil der være en beregningsmæssig risiko, hvis nedbrydningen ikke medtages, mens en meget lille nedbrydningsrate vil kunne medføre en beregningsmæssig risikoeliminering.

Den helt store udfordring er således, at dokumentere/kvantificere den aktuelle nedbrydningsrate tilstrækkeligt overbevisende, så den kan inddrages i vores risikovurderinger – selvom vores fysiske, kemiske og biologiske system er præget af store tidslige og rumlige variationer – og gerne uden at skulle op med den helt store tegnebog hver gang.

FORMÅL

Formålet med projektet har derfor været at opstille et operationelt og omkostningseffektivt alternativ til de metoder, der er identificeret i /2 og 3/ til dokumentation og kvantificering af nedbrydning af oliestoffer i den umættede zone; specielt med ovenstående praktiske udfordringer in mente.

Hvad er det nye og smarte?

Det nye ved den fremsatte strategi er, at vi for at opnå en operationel og omkostningseffektiv strategi for dokumentation af nedbrydningen ikke stræber efter at komme med et eksakt bud på nedbrydningsraten. Erkendelsen er nemlig, at vi ved en risikovurdering ikke har behov for at prediktere, hvad den faktiske forureningsudbredelse er eller bliver, men blot har behov for at overbevise os om, at udbredelsen ikke bliver større end et givent estimat – om noget vil den faktiske udbredelse blive mindre end den beregnede, fordi vi har benyttet en konservativ tilgang til at estimere en nedbrydningsrate.

Devisen er slet og ret: Ikke nøjagtigt - men simpelt og konservativt!

Hvordan passer strategien ift. JAGG 2.0?

På nuværende tidspunkt retter den opstillede strategi sig primært imod en kvalitativ in-situ dokumentation af nedbrydningen (niveau 2, jf. afsnit 2.1) via en direkte dokumentation på selve de risikodrivende forureningskomponenter, f.eks. benzen. I projektet opstilles endvidere en række perspektiver, der – i betragtning af strategiens potentiale – med et forholdsvist beskedent teknologiløft kan bringe strategien i retning af at kunne anvendes ift. kvantitativ dokumentation af nedbrydningen (niveau 3, jf. afsnit 2.1).

Forbehold

Desværre løser strategien ikke alle vores problemer mht. dokumentation og kvantificering af nedbrydning i jordens umættede zone, og den er som nævnt ikke færdigudviklet ift. anvendelse i JAGG 2.0 på niveau 3 (jf. afsnit 2.1) – men inden vi fortvivles over alt det vi ikke kan med den nye strategi, bør vi gøre os selv den tjeneste at overveje hvilke andre praktiske alternativer vi (ikke) har!

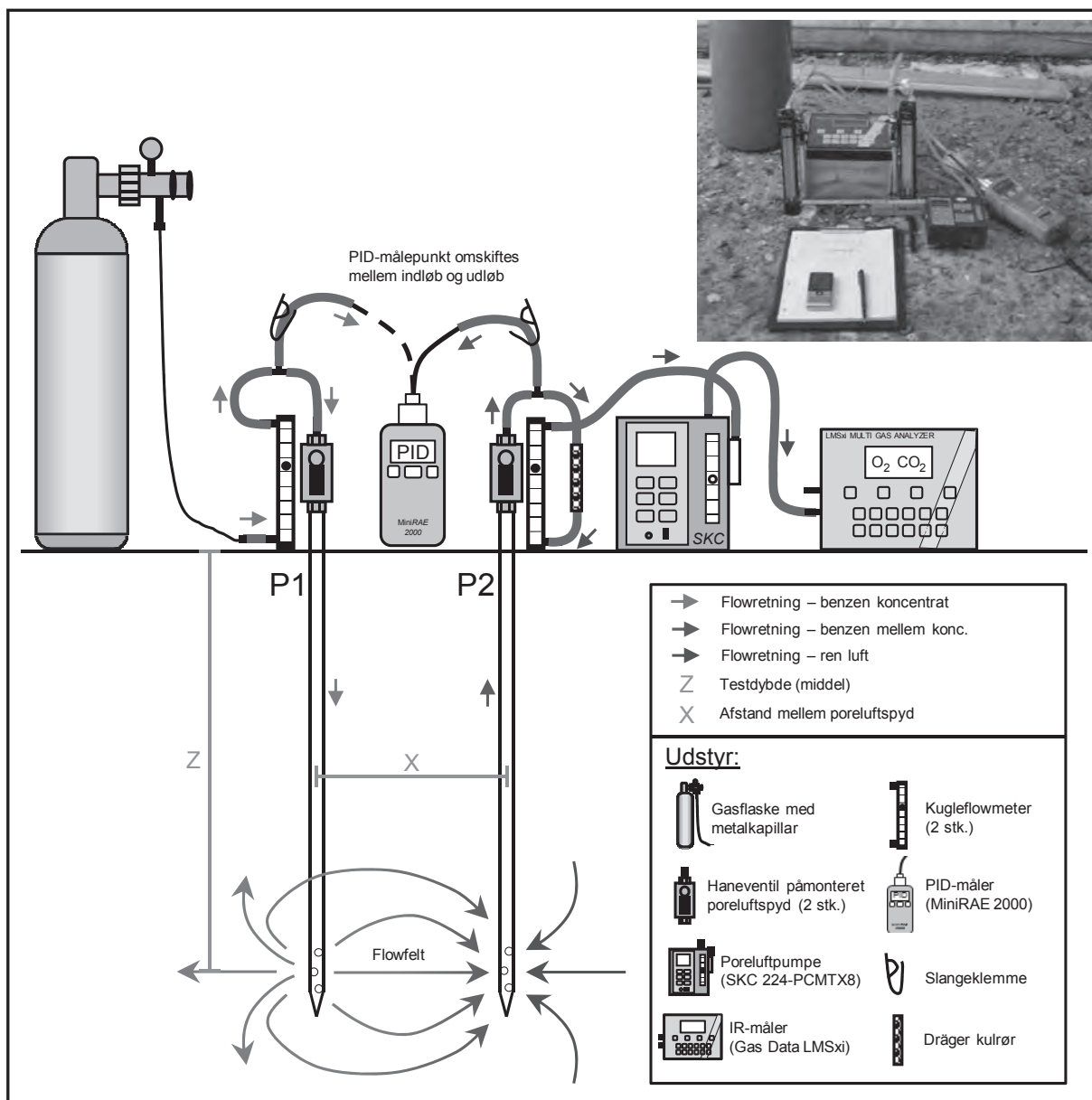
BESKRIVELSE AF STRATEGI

Felttesten er baseret på, at benzen på gasform nedblæses i ét punkt (P1) og opsuges i et nabopunkt (P2); svarende til en vandret felt-kolonnetest, uden kolonne. På baggrund af en aerob og en anaerob test, samt en simpel analyse af gennembrudsgraden i opsningspunktet for de to tests, dokumenteres hvorvidt der sker in-situ nedbrydning og der dannes basis for at estimere en konservativ aerob in-situ nedbrydningsrate. Dataanalysen begrænser sig til at se på forskellen imellem koncentrationsniveauet i opsningspunktet efter steady-state. Testproceduren er udviklet så den kan gennemføres med standard poreluftudstyr og et par specialfremstillede gasblandinger. Opstillingen er vist i figur 1.

Udstyrspakken

Rent udstyrmæssigt benytter vi os af så meget standard poreluftudstyr som muligt. Et underordnet mål for metodeudviklingen har således været, at benytte så meget fra den almindelige poreluftprøvetagningspraksis som muligt (procedure og udstyr), bl.a. for at opnå, at den udførende sagsbehandler eller miljøtekniker har en fingerspidsfornemmelse for opsætning af testopstillingen og for div. driftsparametre. Som det fremgår af figur 1 har vi benyttet os af følgende udstyrspakke:

- En aerob 20 L gasflaske med ca. 2.000 mg benzen/m³ i 21 % O₂, med N₂ som grundgas (9 bar).
- En anaerob 20 L gasflaske med ca. 2.000 mg benzen/m³ med N₂ som grundgas (39 bar).
- En trinløs reduktionsventil påsat en metalkapillar.
- 2 stk. kugleflowmetre med intervallet 0,1 – 1,2 L/min.
- 2 stk. poreluftspyd med påsat Ballofix haneventil.
- En PID-måler (MiniRAE 2000) – bruges til feltvurdering af steady-state.
- En SKC pumpe (224-PCMTX8 Deluxe).
- En IR-måler (Gas Data LMSxi).
- Diverse slanger, T-stykker, klemventiler og Dräger kulrør.



Figur 1: Foto og skematisk tegning af feltopstillingen. P1 er injektionspunktet og P2 er opsugningspunktet. Pilottesten er kørt ved en dybde på 100 cm (Z) og med 20 cm afstand imellem poreluftspyddene (X).

Fremgangsmåde for dataanalysen

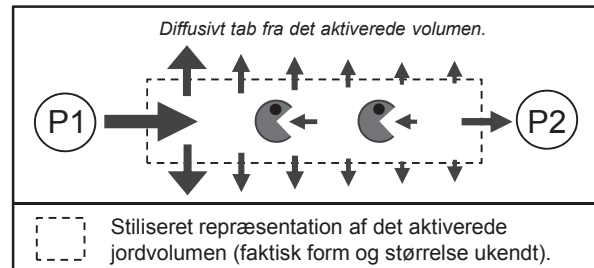
Erkendelsen fra diverse projekter, herunder /2, 5, 6 og 7/, er, at det er en meget omfattende og omkostningskrævende proces, at estimere nøjagtige nedbrydningsrater under dynamiske og rumligt varierende forhold. I forlængelse af /7/ er det således vores opfattelse, at det beregningsmæssigt er en meget stor fordel at forsøge, at estimere nedbrydningsraten under stationære forhold (steady-state).

Den aerobe test (inkl. aerob nedbrydning)

Først gennemføres en aerob test med et konstant og ens flow i P1 og P2 (her 1 L/min) samt med en konstant koncentration af benzen i indløbet (her ca. 2.000 mg/m³).

Når udløbskoncentrationen for denne test har nået et konstant niveau er der ligevægt imellem det massinput, systemet påføres og de processer der foregår i jordmatricen ved det resulterende koncentrationsniveau. Der har således indstillet sig en ligevægt imellem koncentrationen i poreluften, koncentrationen i porevandet (opløsning) og koncentrationen på jordpartiklerne (adsorption). Dertil er der opnået ligevægt imellem betingelserne i jordmatricen og nedbrydningsraten.

Forskellen imellem det masseinput jordmatricen påføres i injektionspunktet, P1 og den masse, der trækkes ud i P2 (mg/dag) er således lig med den masse som forsvinder ud af systemet via diffusion og nedbrydning. Dette er illustreret som summen af massestrømspilene ud af boksen, samt det der omsættes af mikroorganismerne i figur 2.



Figur 2: For den aerobe test kan tabet til diffusion og nedbrydning estimeres som forskellen imellem masseinput ved P1 og masseudtræk ved P2 (ved steady-state).

Massetabet under den aerobe testdel (mg/dag) ved steady-state estimeres som:

$$T_{aerob} = Q_1 \cdot (C_{ind,aerob} - C_{ud,aerob}) \quad (1)$$

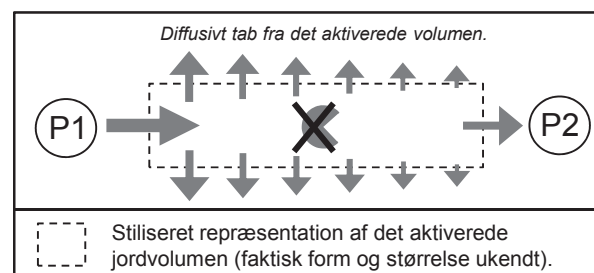
Hvor T_{aerob} [mg/dag] er det aerobe massetab af benzen til diffusion og nedbrydning, Q_1 [m³/dag] er flowet igennem P1 og P2 (1 L/min·60·24/1000 = 1,44 m³/dag), $C_{ind,aerob}$ [mg/m³] er indløbskoncentrationen under den aerobe testdel (2.000 mg/m³) og $C_{ud,aerob}$ [mg/m³] er koncentrationen i P2 når der er opnået steady-state (måles med kulrør og akkrediteret kemisk analyse).

Den anaerobe test (ekskl. aerob nedbrydning)

Efterfølgende gennemføres en anaerob test, hvor der køres med samme konstante flow som under den aerobe test med samme konstante koncentration af benzen i indløbet (1 L/min i både P1 og P2 samt ca. 2.000 mg/m³ i indløbet).

Når udløbskoncentrationen for denne test har nået et konstant niveau, er der igen ligevægt imellem det massinput, der påføres systemet, og de processer der foregår i jordmatricen ved det resulterende koncentrationsniveau.

Forskellen imellem det masseinput jordmatricen påføres i injektionspunktet, P1 og den masse, der trækkes ud i P2 (mg/dag) er således lig med den masse som forsvinder ud af systemet via diffusion. Nedbrydningen sættes lig nul, da der altovervejende er tale om anaerobe forhold i jordmatricen. Det diffusive massetab kan illustreres som summen af massestrømspilene ud af boksen i figur 3.



Figur 3: For den anaerobe test kan tabet til diffusion estimeres som forskellen imellem masseinput ved P1 og masseudtræk ved P2 (ved steady-state).

Massetabet under den anaerobe testdel (mg/dag) ved steady-state estimeres som:

$$T_{anaerob} = Q_2 \cdot (C_{ind,anaerob} - C_{ud,anaerob}) \quad (2)$$

Hvor $T_{anaerob}$ [mg/dag] er det anaerobe massetab af benzen til diffusion, Q_2 [m³/dag] er flowet igennem P1 og P2 (1 L/min·60·24/1000 = 1,44 m³/dag), $C_{ind,anaerob}$ [mg/m³] er indløbskoncentrationen under den anaerobe testdel (2.000 mg/m³) og $C_{ud,anaerob}$ [mg/m³] er koncentrationen i P2 når der er opnået steady-state (måles med kulrør og akkrediteret kemisk analyse).

Estimering af en aerob nedbrydningsrate for matricen

Den aerobe nedbrydningsrate for den del af jordmatricen, som er inddraget i testen, estimeres efterfølgende som det aerobe massetab minus det anaerobe massetab. Ligning 3 gælder kun når C_0 [mg/m³] er den samme konstante indløbskoncentration i både den aerobe og den anaerobe test (her $C_{ind,aerob} = C_{ind,anaerob} = 2.000$ mg/m³).

$$T_{nedbrydning} = T_{aerob} - T_{anaerob} = Q \cdot (C_{ud,anaerob} - C_{ud,aerob}) = Q \cdot \Delta C_{ud} \quad (3)$$

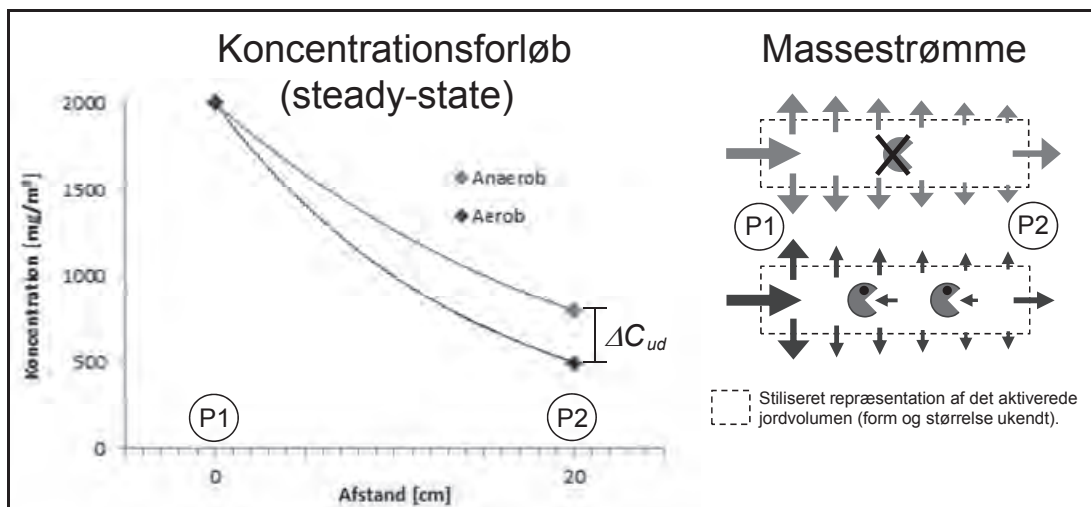
Hvor $T_{nedbrydning}$ [mg/dag] er estimeret på det aerobe massetab af benzen til nedbrydning, Q [m³/dag] er det samme konstante flow i P1 og P2 under såvel den aerobe som den anaerobe test ($Q = Q_1 = Q_2 = 1,44$ m³/dag), mens $C_{ud,aerob}$ og $C_{ud,anaerob}$ [mg/m³] er koncentrationen i P2 for hhv. den aerobe og den anaerobe test når der er opnået steady-state (måles med kulrør og akkrediteret kemisk analyse).

Lige nu har vores estimat på nedbrydningen en atypisk enhed (mg/dag) idet 0.ordensrater typisk angives i enheden (mg/kg TS/dag) og 1.ordensrater angives med enheden (dag⁻¹). Hvis vi kan opnå et estimat på nedbrydningsraten, der har en af disse enheder, ville vi således være i stand til at sammenligne konkret opnåede værdier med litteraturværdier. Et estimat på en 0.ordensrate (mg/kg TS/dag) kan opnås ved at estimere den masse af jord (kg TS), der er aktiveret under testen. Et eksempel på dette er vist i afsnit 5. I JAGG 2.0 benyttes 1.ordens-rater med enheden (dag⁻¹), og det ville således være mest hensigtsmæssigt, at kunne opnå rateestimer med denne enhed med DPD-testen. Perspektiver for at opnå rateestimer med denne enhed via DPD-testen er kort berørt i afsnit 6.

Diskussion af usikkerheder – den konservative tilgang

Som det fremgår af ovenstående antages det, at der ikke sker en nedbrydning under den anaerobe test. Hvis der i virkeligheden sker en (lille) nedbrydning under den anaerobe testdel (f.eks. en anaerob nedbrydning eller en aerob nedbrydning i aerobe mikrosoner) bliver det endelige bud på den aerobe nedbrydningsrate konservativt, da massetabet under den anaerobe test ($T_{anaerob}$) således repræsenterer et diffusivt tab og et (lille) tab til nedbrydning.

Under den anaerobe test vil koncentrationen i jordmatricen være højere end under den aerobe test, da nedbrydningen er ubetydelig. Ved en højere koncentration langs centerprofilet imellem P1 og P2 vil der ligeledes opstå en større koncentrationsgradient imellem centerprofilet og den omgivende matrice. Derved vil det diffusive tab under den anaerobe test, alt andet lige, være en smule større end under den aerobe test. Under estimeringen af det aerobe massetab (jf. ligning 3), fratrækkes derfor et konservativt bud på det aerobe diffusive tab. Situationen er illustreret i figur 4, hvor koncentrationen langs centerprofilet imellem P1 og P2 er højere for den anaerobe test, hvorfor det diffusive massetab er større for den anaerobe test. Kilden til dette er den manglende (eller meget lille) nedbrydning under den anaerobe testdel.



Figur 4: Illustration af koncentrationsprofil langs centerlinjen imellem P1 og P2 ved steady-state, samt betydningen for massestrømmene for det aktiverede jordvolumen. $T_{nedbrydning}$ estimeres på baggrund af ΔC_{ud} , jf. ligning 3.

PILOTTEST OG RESULTATER

Lokaliteten og testforhold

Pilottesten er gennemført på en privat ejendom, hvor der fra før 1946 og til i dag har der været drevet vognmandsforretning med oplag af dieselolie. Oplaget af dieselolie har ledt til jord- og grundvandsforurening ved en utæt nedgravet tank. Der er foretaget en afgravning af størstedelen af jordforureningen, men der er dog efterladt en mindre restforurening i udgravningens kant, under offentlig vej. Restforureningen er konstateret fra 0,5 – 2,8 m.u.t. og er karakteriseret ved jordprøver med totalindhold af kulbrinter på mellem 580 og 5.300 mg/kg TS, mens indholdet af BTEX'er er mellem *ikke påvist* og 0,52 mg/kg TS. Restforureningen er beliggende i fyldjord, bestående af muldet sand. Fyldlaget har en mægtighed på op til ca. 1,7 meter. Grundvandsspejlet er konstateret omkring 2,6 m.u.t.

Pilottesten er udført i det sandfyld, der er fyldt i udgravningen, ca. 15 cm fra udgravningens kant og i en dybde på 1,0 m u.t. Pilottesten er gennemført den 3. december 2010 med ca. 17 cm frost i jorden og en jordtemperatur i 1 meters dybde på ca. 7 °C (målt med PID-måleren). Erfaringsmæssigt er en lav temperatur ikke befordrende for en effektiv nedbrydning i den umættede zone (<5 °C) /8/, men forskellen på nedbrydningsrater ved hhv. 12 og 7 °C burde "kun" være i størrelsesordenen en faktor 2 (med en Q10 på 4).

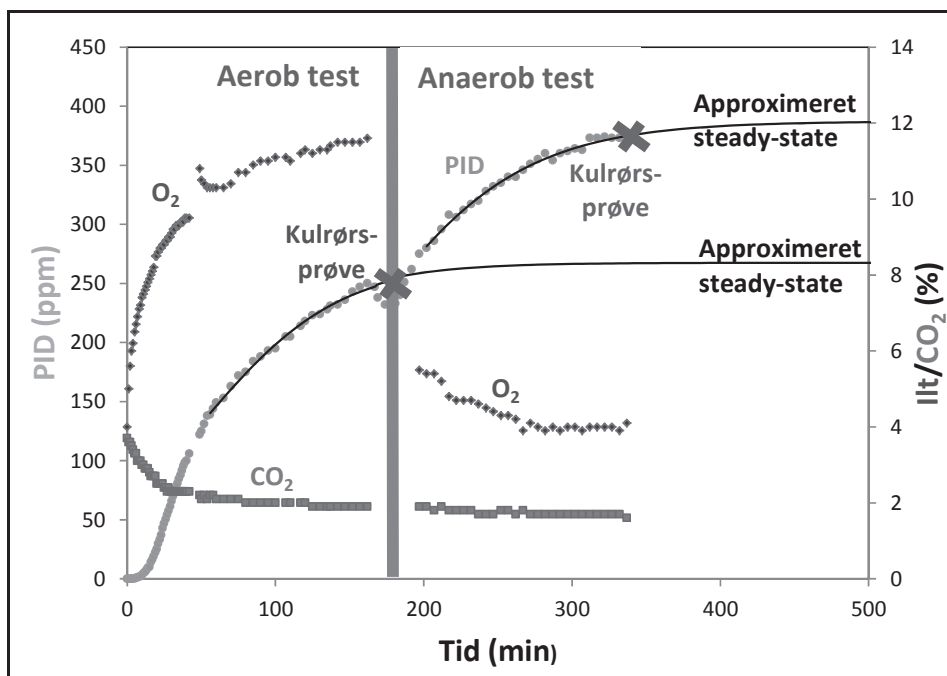
Afviselser

Kulrørprøver af den indkøbte standardgas, som var bestilt til at skulle indeholde 2.000 mg benzen/m³, har vist, at kun omkring 240 mg/m³ af den indkøbte gas er benzen, mens gassen har et totalindhold af kulbrinter på omkring 2.000 mg/m³. En efterfølgende kontakt til gasleverandøren samt en efterbestilt GC-MS screening af gasprøver fra hhv. den aerobe og anaerobe gas har ikke givet nogen entydig afklaring på hvilke andre kulbrinter (udover benzen) der befinder sig i de indkøbte gasblandinger. Det nærmeste vi kommer en afklaring pt. er at der er tale om kulbrinter med et kogepunktinterval i området 50-70 °C. Denne problemstilling afventer således endelig afklaring ligesom muligheden for at bestille en ren gas med en speci-

fik koncentration af f.eks. benzen er ved at blive undersøgt. For illustration af testen er der dog blot regnet med TVOC (ukendte komponenter inkl. benzen). Den aerobe testdel er ikke kørt helt til steady-state, da gasflasken forinden løb tør (ca. 180 min), og den anaerobe testdel blev i felten vurderet at have nået steady-state (konstant PID i udløb ca. 30 min), men er efterfølgende vurderet at kunne have varet længere.

Resultater

Resultaterne af pilottesten er vist i figur 5. PID-niveauet kan (desværre) ikke benyttes direkte til estimering af TVOC-koncentrationen da ilt hæmmer PID-signalet. Således kan et højt PID-udslag under den anaerobe testdel (lav O_2 -konc.) være udtryk for en lavere TVOC-konc. end et tilsvarende højere PID-udslag i den aerobe testdel. PID benyttes derfor kun til at finde tidspunktet for steady-state, hvor der skal udtages kulrørsprøver til akkrediteret analyse.



Figur 5: Resultater målt i P2: PID, O_2 og CO_2 . Omkring 50 min blev Q1 ved et uheld momentant opjusteret til 1,2 L/min, og der ses en stigning af ilt i udløbet (P2). PID benyttes til at estimere hvor der er opnået steady-state under de to testforløb, der samlet varede ca. 6 timer.

Det ses, at der er tegn på naturlig nedbrydning i testområdet (O_2 og CO_2 er ca. 4 % til $t=0$). Baggrunds-PID er $< 0,1$ ppm. Så sættes den aerobe testdel i gang (TVOC i atm. luft nedblæses i P1) og det ses, at iltkoncentrationen i P2 stiger, mens CO_2 falder. Jordmatricen gøres aerob og CO_2 "skylles" langsomt ud (den er i en træg ligevægt med porevandet). Den CO_2 der dannes ved aerob nedbrydning bliver overdøvet af det massive input af ilt via indløbsgassen, så der ikke observeres en netto-stigning i CO_2 i P2. Imens stiger PID og bliver ca. konstant, hvor der udtages en kulrørsprøve til akkrediteret analyse ($C_{ud,aerob}$); efterfølgende er steady-state PID approximeret at være ca. 8 % højere end tidspunktet for kulrørsprøven. Ved den anaerobe testdel (TVOC i kvælstof nedblæses i P1) falder O_2 og CO_2 i P2. Imens vokser PID op til et nyt niveau, hvor der er ligevægt imellem den mængde TVOC der tilføres, diffunderer ud af testvoluminet og suges op i P2. Der udtages en kulrørsprøve til analyse. Også her er det "sande" steady-state niveau approximeret (+ 4 %).

Ud fra de approximerede steady-state niveauer og –tidspunkter burde det samlede testforløb nok have løbet over 10 timer (300 min for både den aerobe og anaerobe del). På baggrund af de approximerede PID-niveauer for steady-state og TVOC-indholdet i de udtagne kulrørprøver er $C_{ud,aerob}$ og $C_{ud,anaerob}$ estimeret til hhv. 260 og 360 mg TVOC/m³.

I henhold til ligning 3 kan det aerobe in-situ massetab til nedbrydning under de givne betingelser ($C = 2.000$ mg TVOC/m³ og $Q = 1,44$ m³/dag) estimeres til 144 mg TVOC/dag. Efterfølgende er der lavet en orienterende PID-afgrænsning af det aktiverede jordvolumen til ca. 0,5 m³ (0,8 · 0,8 · 0,8 m), svarende til 800 kg TS ved en volumenvægt på 1.600 kg TS/m³, som er benyttet til at beregne et groft estimat på en 0.ordensrate = 0,18 mg TVOC/kg TS/dag, hvilket ligger på et realistisk niveau ift. TVOC-rater fra litteraturen.

KONKLUSION OG PERSPEKTIVER

Der er gennemført et pilotforsøg til afprøvning af en ny test – Dual Point Degradation test – til dokumentation og kvantificering af in-situ nedbrydning af olieculbrinter i jordens umættede zone. Metoden vurderes at have potentiale ift. kvalitativ og kvantitativ dokumentation af nedbrydning i forbindelse med risikovurderinger med JAGG 2.0. I forhold til den gennemførte pilottest er der dog en række punkter, som kræver yderligere undersøgelser, før testen kan anvendes rutinemæssigt, ligesom en række forbedringer ville styrke testen. Her nævnes blot et par af perspektiverne for det videre arbejde:

- Forbedring af følsomheden i rateestimatet ved optimering af mass-recovery i P2 ved at ændre på de forskellige driftsparametre: X, Z, Q og huller i spyddene.
- Muligheden for at købe specialgasser i henhold til nøjagtige specifikationer for gas-sens indholdskomponenter (kulbrintekomponenter, C₀ og O₂-niveau).
- Muligheden for at estimere 1.ordens nedbrydningsrater vha. en modellering af flowfelt og de indgående processer (gasflow, opløsning, adsorption og nedbrydning).
- Anvendelse af stabile isotoper (¹³C og ²H) til yderligere dokumentation/kvantificering af nedbrydningsrater.

REFERENCER

- /1/ Opgradering af JAGG til version 2.0 Vertikal transport ned til førstkomende betydende magasin. Christensen, A.G., P.J. Binning, M. Trolborg, P. Kjeldsen, M. Broholm. Udkast til Miljøprojekt 2007. Miljøstyrelsen.
- /2/ Litteraturgennemgang af strategier til dokumentation af nedbrydning af oliestoffer i den umættede zone. Muchitsch, N., A.G. Christensen og P. Loll. Udkast til Miljøprojekt 2010. Miljøstyrelsen.
- /3/ Hvad med nedbrydning i JAGG 2.0? P. Loll, N. Muchitsch og A.G. Christensen. 2010. Skriftligt indlæg på ATV-mødet: JAGG med "face lift" og større motor.
- /4/ Erfaringsopsamling på udviklingen i poreluftkoncentrationer på villatanksager. P. Larsen, P. Loll og C. Larsen. Miljøprojekt nr. 1310, 2009. Miljøstyrelsen.
- /5/ Soil Column Method for Examination of Volatile Organic Chemical Diffusion and Degradation in the Unsaturated Zone. A.H. Kristensen. M.Sc. Eng. Final Thesis, Section of Environmental Engineering, June 2006. Aalborg University.
- /6/ Nedbrydning og transport af MTBE i jordens umættede zone. D. Nørgaard. Afgangsprojekt ved Civilingeniøruddannelsen. Sektion for Miljøteknologi. Juni 2007. Aalborg Universitet.
- /7/ MTBE-nedbrydning i jordens umættede zone. P. Loll, C. Larsen, K. Henriksen og D. Nørgaard. ATV Vintermøde, s.15-26, 2008.
- /8/ Microbial degradation of petroleum hydrocarbons: an environmental perspective. Atlas. R.M. Microbiological reviews. 45(1), 180-209, 1981.

UDVASKNING FRA FORURENET JORD – UNDERSØGT VED BRUG AF FELT-LYSIMETRE

Ph.d. Julie Katrine Jensen
Kalvebod Miljøcenter, Københavns Kommune

Chefingeniør, civilingeniør Ole Hjelmar
DHI

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

For at sikre en miljømæssigt forsvarlig deponering og genanvendelse af jord og affald er der behov for en substantiel viden om udvaskning af forurening. Traditionelt er udvaskning undersøgt ved brug af udvaskningstest udført i laboratoriet. Viden om udvaskning under feltforhold kan styrkes ved at bruge udendørs lysimetre, hvor udvaskningen kan testes fra relativt store mængder jord og affald. Derfor har Kalvebod Miljøcenter (KMC) i samarbejde med AV Miljø, Danwaste og DHI opført 16 lysimetre til undersøgelse af stofudvaskningen fra forskellige typer af affald og forurenede jord. Forsøgene har pt. været i gang i godt 1 1/2 år, og dette er en præsentation af projektet og de første resultater.

INDLEDNING

For at sikre en beskyttelse af grundvand og overfladevand skal lettere forurenede jord, der ønskes genanvendt, pt. testes for udvaskning af uorganiske stoffer i henhold til Restproduktbekendtgørelsen (Bekendtgørelse nr. 1480 af 12. december 2007 om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder)/1/. I dag er det dog kun jord, som ikke er forurenede med organiske stoffer, der er omfattet af bekendtgørelsen. Da forurenede jord kun i meget begrænset omfang alene er forurenede med uorganiske stoffer, har bekendtgørelsen ikke fundet den helt store anvendelse på jordområdet /2/. Genanvendelsesreglerne står over for en revision, der blandt andet skal føre til, at reglerne i fremtiden også vil kunne anvendes for jord, der er forurenede med organiske stoffer.

For jord, der deponeres på deponeringsanlæg, er det i forbindelse med udarbejdelsen af Deponeringsbekendtgørelsen (Bekendtgørelse nr. 252 af 31. marts 2009 om deponeringsanlæg) /3/ blevet diskuteret, hvorvidt der skal kræves dokumentation for udvaskningsegenskaberne for den jord, der deponeres. Som det er i dag, kræves der ikke udvaskningstests for jord, der deponeres. Det diskuteres dog fortsat, om reglerne skal ændres til at inkludere udvaskningstest for jord, som det kræves for en række andre affaldsfraktioner.

De krav, der fastsættes i lovene, bør afspejle miljørisici bedst muligt, og der er derfor behov for en solid viden om udvaskning fra jord, både i forbindelse med genanvendelse og deponering.

Udvaskning fra forurenede jord (og andre typer affald) bliver ofte beskrevet på grundlag af udvaskningstests udført i laboratoriet på forholdsvis små mængder materiale. Anvendeligheden og fortolkningen af data fra udvaskningstests i laboratoriet kan styrkes gennem en sammenligning med tilsvarende data af stofudvaskning under kontrollerede feltforhold. Sådanne forhold kan etableres ved hjælp af lysimetre, hvor en forholdsvis stor mængde materiale fyldes i en beholder, der er placeret udendørs så overfladen er eksponeret for klimatiske påvirkninger. Beholderen er udstyret med drænsystemer til opsamling af det perkolat, der dannes når regnvand infiltrerer affaldet/jorden i lysimetrene.

Resultaterne fra et lysimeterforsøg må generelt antages at være mere repræsentative for udvaskningsforholdene i et deponeringsanlæg eller et genanvendelsesprojekt end resultaterne fra laboratorieudvaskningstest, som jo oftest, af praktiske årsager, gennemføres under standardiserede (og idealiserede) forhold, som ikke nødvendigvis svarer til forholdene i feltskala (f.eks. er laboratorietestene oftest tidsmæssigt accelererede sammenlignet med forholdene i felten). De standardiserede laboratorietests har heller ikke til formål at

simulere udvaskningen under feltbetingelser, men skal derimod beskrive udvaskningen under nærmere fastlagte betingelser. Hvis resultaterne ønskes anvendt til at beskrive udvaskningen under feltforhold, må de "oversættes" ved hjælp af mere eller mindre sofistiske rede modeller, som indregner feltforhold, der ikke er taget eller ikke kan tages højde for i de standardiserede laboratorietests.

Sammenhørende laboratorie- og lysimeterudvaskningstests på affald og forurennet jord kan bidrage til at forbedre sådanne modeller.

Kalvebod Miljøcenter (KMC) har i samarbejde med AV Miljø, Danwaste og DHI opført 16 store lysimetre til undersøgelse af stofudvaskningen fra forskellige typer af affald og forurennet jord. Hvert lysimeter indeholder ca. 3 m³ affald eller forurennet jord, og perkolatet fra hvert af lysimetrene opsamles særskilt med henblik på registrering af mængde samt kemisk analysering af perkolatet.

Forsøgene har pt. været i gang i godt 1 1/2 år, og dette er en præsentation af projektet og de første resultater fra lysimetrene med jord.

FORMÅL

Formålet med at gennemføre lysimeterforsøgene er at fremskaffe ny viden om, hvordan miljøbelastningen, i form af udvaskning af uorganiske og organiske stoffer fra forurennet jord og forskellige affaldstyper, forløber, når jorden eller affaldet deponeres eller genanvendes. Derudover er formålet at sammenligne udvaskningen under feltforhold med resultaterne af laboratorieudvaskningstests udført på prøver af de samme jord- og affaldstyper.

Denne nye viden kan bidrage til at minimere miljøbelastningen ved deponering og genanvendelse – både på kort og langt sigt. Derudover kan resultaterne indgå i fremtidige diskussioner af lovgivningen vedrørende deponering og genanvendelse af affald og forurennet jord og dermed bidrage til at sikre en fornuftig afvejning mellem hensynet til beskyttelse af grundvand og overfladevand og muligheden for, også i fremtiden, at kunne deponere og genanvende affald, specielt forurennet jord.

MATERIALER OG METODER

Der er anlagt 16 lysimeter-brønde (figur 1). Hvert lysimeter er 2 meter i diameter og 1 1/2 meter dybt. Perkolatet fra hvert enkelt lysimeter opsamles særskilt via et drænsystem i bunden og et rørsystem, der leder perkolatet ind i en container, hvor det passerer en 5 liters glasflaske med overløb og herefter ledes ned i et plastikkar, der står på en vægt (figur 1). Vha. vægten registreres det løbende, hvor meget vand, der er passeret gennem jorden, og med jævne mellemrum udtages der perkolatprøver ved at udskifte prøveflasken. Opsamlingssystemet er lufttæt, og der sikres iltfrie forhold ved, at flaskerne fyldes med argon, inden de monteres. Perkolatprøverne analyseres for en række organiske og uorganiske forureningsparametre, ligesom pH, ledningsevne og DOC måles.

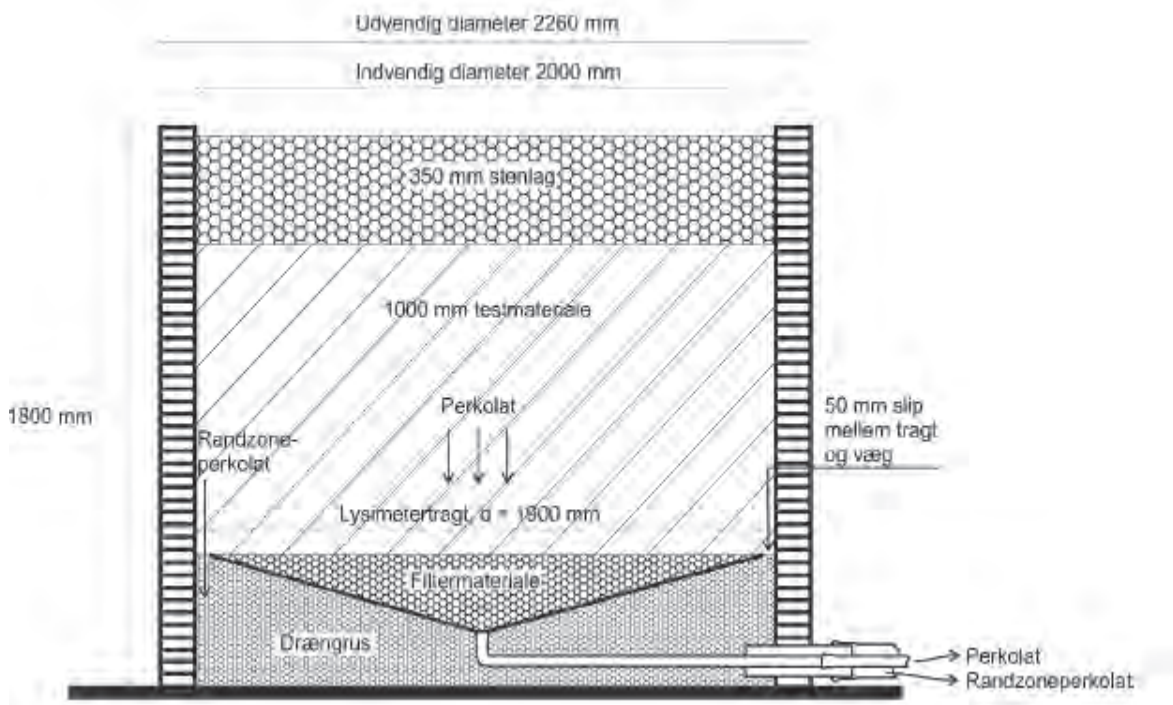
Da der er forskel på strømningsmønstret i midten af lysimetret og langs randen, er der etableret et separeret perkolatopsamlingssystem, der adskiller perkolatet fra randzonen fra resten af perkolatet. Det sikrer også, at prøverne ikke påvirkes af en eventuel afsmit-

ning fra lysimetrenes vægge. En detaljeret skitse af lysimetrenes opbygning fremgår af figur 2.



Figur 1. På billedet til venstre ses en oversigt over de 16 lysimetre med den nedgravede container i midten. Billedet til højre er et kig ind i opsamlings-containeren.

I bunden af lysimetrene ligger der et lag filtermateriale i form af grus. Herefter følger det materiale, der skal testes (i ca. 1 meters tykkelse). For at øge infiltrationen og nedsætte fordampningen er de fleste af lysimetrene dækket med et lag af nøddesten.



Figur 2. Tværsnit af et lysimeter (fra Hjelmar et al. 2010 /4/).

I forbindelse med opfyldning af lysimetrene blev en repræsentativ prøve af hver enkelt type jord/affald udtaget og efterfølgende underkastet en grundlæggende karakteriserings-testning (som beskrevet i Deponeringsbekendtgørelsen /3/), det vil sige, at der blev målt faststofindhold af en række komponenter, ligesom der blev lavet kolonneudvaskningstests på materialerne. Kolonneudvaskningstestene er lavet i henhold til CEN/TS 14405. Der er opsamlet 7 eluatfraktioner i intervallet L/S ¹= 0 – 10 l/kg.

En del af lysimetrene bruges til at undersøge udvaskningen fra forurenede jord, mens andre bruges til at undersøge udvaskningen fra shredderaffald og blandet affald.

Følgende fraktioner bliver testet: Shredderaffald (2 lysimetre), Blandet affald (2 lysimetre), Klasse 4 jord (3 lysimetre) og Klasse 2/3 jord (5 lysimetre).

Da nærværende artikel handler om udvaskningen fra jord, berøres udvaskningen fra de to typer affald kun ganske kort. Der kan læses mere i Hjelm et al. (2011) /5/. For en række af lysimetrene testes det i øvrigt, hvordan det påvirker udvaskning, at der plantes træer på jorden. Denne del af forsøget berøres kun kort her, og der kan læses mere i Jensen (2010) /6/. Der er i nær fremtid planer om at fylde 2 lysimetre med olie/tjære-forurenede jord, ligesom det er planen at teste udvaskningen fra knust beton og tegl forurenede med bly og PCB samt fra knust asfalt/beton.

For yderligere beskrivelse af opbygning af lysimetrene og opstart af forsøget henvises til Hjelm et al. (2010) /4/.

RESULTATER

De faststofanalyser, der er lavet på jordene i forbindelse med de grundlæggende karakteriseringer, har vist, at det især er forurening med tungmetaller, der er styrende for, i hvilken forureningsklasse jorden placeres. Kun for jord 4 er der koncentrationer af organisk forurening af betydning for jordens inddeling i forureningsklasse (tabel 1).

Tabel 1. oversigt over de enkelte lysimetre med angivelse af forureningsklasse, de forureningskomponenter der er bestemmende for forureningsklassen, dataopsamlingsperiode og antal liter vand passeret i perioden.

	Lysimeter-nr	Forurenings-klasse ¹	Forurenings-komponent ²	Dataopsamlings-periode ³	antal liter passeret
Jord 1	5	4	Cu, Cd, Pb, Zn	17/3-08 - 11/5-09	1604
	10	4	Cu, Cd, Pb, Zn	17/3-08 - 11/5-09	1861
Jord 2	11	2-3	Pb, Cd	17/3-08 - 11/5-09	1132
	13	2-3	Pb, Cd	17/3-08 - 11/5-09	1632
Jord 3	7	2-3	Pb	23/6-09 - 2/6-10	325
Jord 4	9	2-3	Kulbrinter, PAHer, Pb	4/6-09 - 9/6-10	1438

¹ Som angivet i sjællandsvejledningen /7/

² De forureningskomponenter, der er bestemmende for den forureningsklasse, jorden er placeret i.

³ Den periode de data, der indgår i denne artikel, er opsamlet.

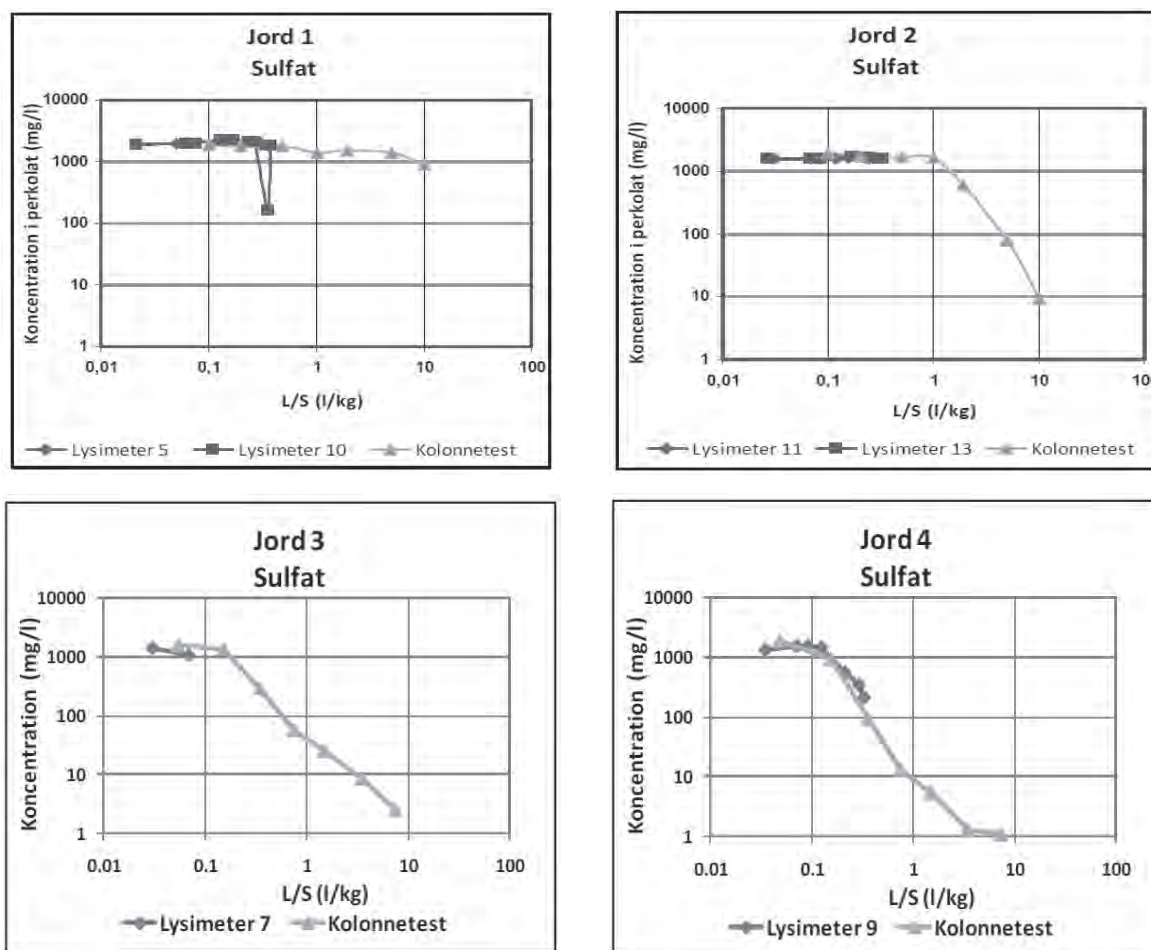
Alle jordene er lerholdige sandjorde, de er kalkholdige med et indhold af organisk stof på 1,3-2,1 % og synes at kunne betegnes som ret typiske københavnerjorde.

¹ L/S (liquid/solid)-forholdet betegner forholdet mellem den mængde vand (L), som på et givet tidspunkt er trængt igennem en vis mængde affald eller jord (S).

Generelt er udvaskningen af organisk forurening yderst begrænset, og de fleste målinger er således under detektionsgrænsen.

I de følgende grafer vises et par eksempler på udvaskning fra jordene i lysimetrene (figur 3 og figur 4). Graferne indeholder desuden resultaterne fra de kolonneudvaskningstests, som er lavet i forbindelse med den grundlæggende karakterisering. Perkolaterne er i alt analyseret for 27 uorganiske komponenter, 16 PAHer, kulbrinter samt DOC, pH og ledningsevne. En mere grundig gennemgang af resultaterne kan findes i Hjelmar et al (2011) /5/. De grafer, der gengives her, er udvalgt som eksempler på typiske udvaskningsprofiler, og ligger til grund for en generel diskussion af resultaterne.

Forsøgene fortsætter i en årrække, og resultaterne vil blive afrapporteret en til to gange om året. Resultatrapporterne vil være at finde på Københavns Kommunes hjemmeside.

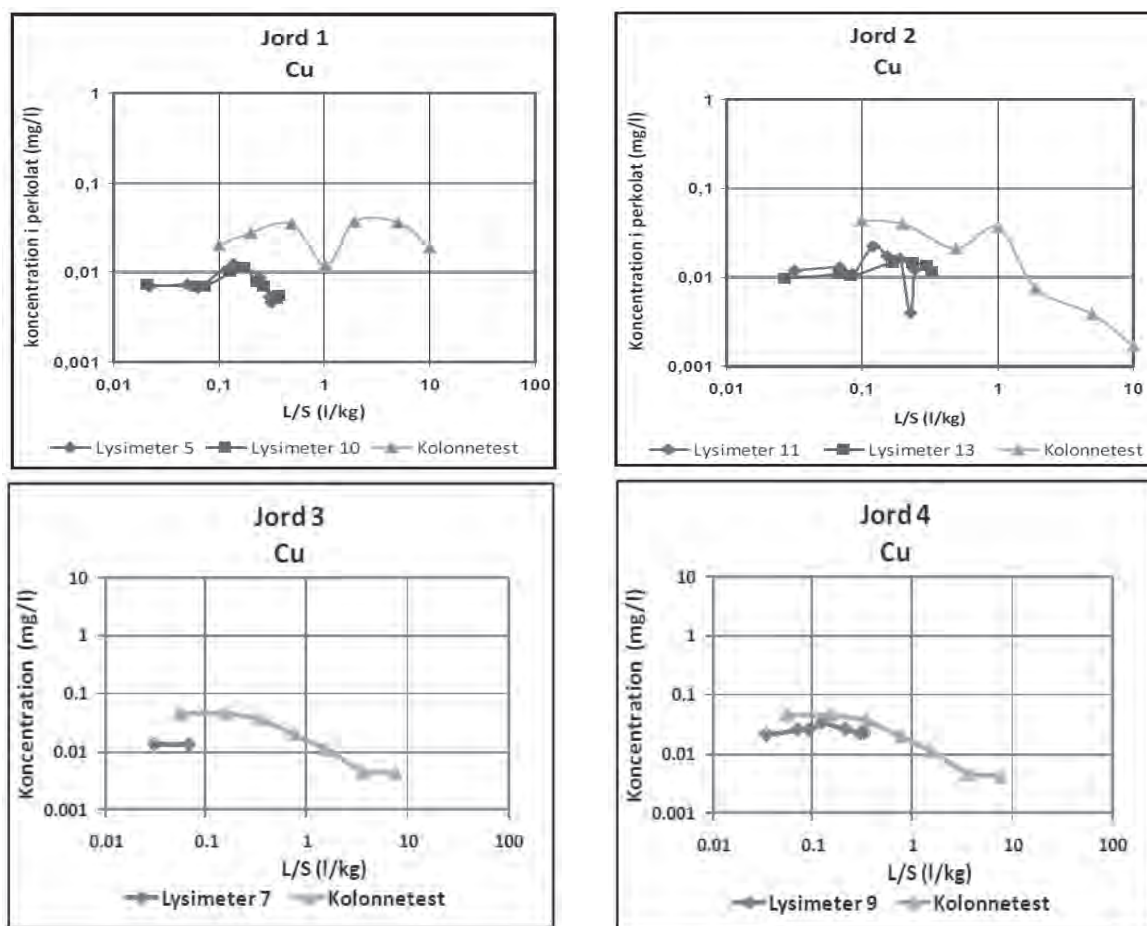


Figur 3. Koncentration af sulfat i perkolatet fra lysimetrene og kolonneudvaskningstestene (▲); vist som funktion af L/S for de fire jorde.

Graferne i figurerne 3 viser udvaskningen af sulfat fra de fire jorde, der indgår i forsøget. Sulfat præsenteres som et eksempel på udvaskning af salte fra jordene. Det ses, at udvaskningen fra de 4 jorde er sammenlignelig, ligesom der også synes at være god over-

ensstemmelse mellem udvaskningen fra lysimetrene og udvaskningen ved kolonne-testene.

I figur 4 er udvaskningen af kobber vist som et eksempel på udvaskning af tungmetaller fra jorden. Det fremgår, at udvaskningen fra de fire jorde er sammenlignelige, og at udvaskningen af kobber er højere fra kolonneudvaskningstesten end fra lysimetrene.



Figur 4. Koncentration af kobber (Cu) i perkolatet fra lysimetrene og kolonneudvaskningstestene (▲); vist som funktion af L/S for de fire jorde.

DISKUSSION

Generelt viser lysimeterforsøgene, at der er en yderst begrænset udvaskning af organiske stoffer fra jordene. For de tunge kulbrinter og de fleste PAHer har omfattende undersøgelser udført af DHI for Miljøstyrelsen også vist meget lav udvaskning fra lettere forurenet jord /8/. Derudover kan den begrænsede udvaskning også skyldes det relativt lave indhold af organiske stoffer i jordene (tabel 1). For at få et bedre indblik i udvaskningen fra organisk forurenet jord under feltforhold, startes der pt. forsøg op i 2 af lysimetrene med anvendelse af organisk forurenet jord.

Når der kigges på udvaskning af uorganiske stoffer (salte og sporstoffer) fra lysimetrene, ses der også en relativt begrænset udvaskning. Som det fremgår af figur 3 og figur 4 er der foreløbig kun løbet en mængde vand igennem, der svarer til L/S forhold på under 1. På et senere tidspunkt vil det måske være muligt på grundlag af kurverne for lysimetrene at beregne udvaskede stofmængder som funktion af L/S og f.eks. sammenligne disse med de krav, der stilles til udvaskning fra jord i Restproduktbekendtgørelsen.

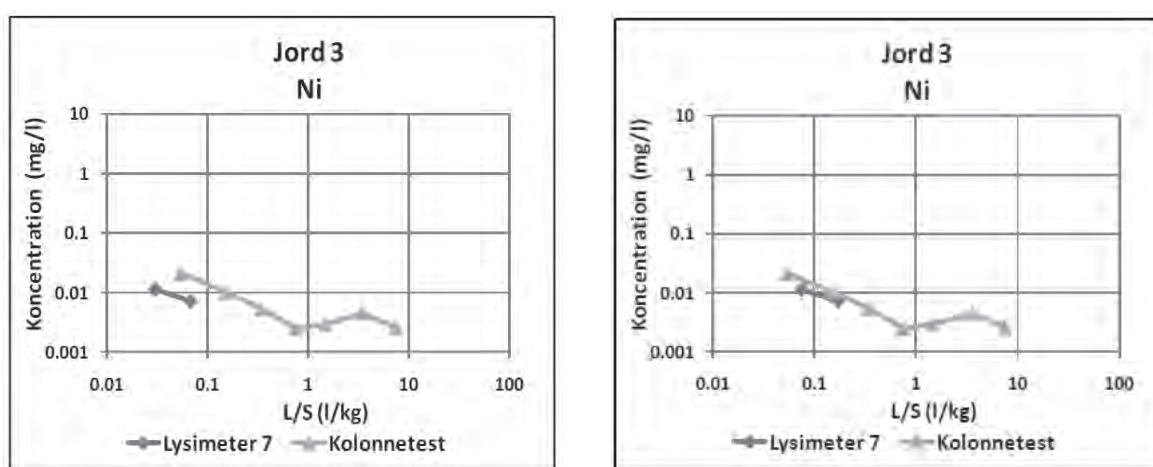
De kolonneudvaskningstests, der er lavet på jordene, viser, at alle jordene overholder de krav, der stilles til udvaskning fra affald ved deponering på kystnære anlæg for mineralsk affald (selv om netop jord i dag er undtaget fra krav om udvaskningstests ved deponering). Ses der bort fra det faktum, at det reelt set ikke er relevant at sammenholde udvaskningen fra jordene med kravene i Restproduktbekendtgørelsen (da alle 4 jorde indeholder organiske stoffer over detektionsgrænsen og dermed ikke kan håndteres efter Restproduktbekendtgørelsen, som den ser ud i dag), viser en sammenligning, at jord 2, 3 og 4 placerer sig i kategori 3, hvilket i praksis betyder, at jorden kun må anvendes i særlige projekter, hvor der blandt andet stilles krav til overdækning med tæt/fast belægning og afstand til vandindvindingsanlæg. Jord 1 overskrider kategori 3 pga. udvaskning af Cd, og kan derfor ikke genanvendes efter Restproduktbekendtgørelsen.

Om jordene vil ende i samme kategorier, når der kigges på udvaskningen fra lysimetrene er tvivlsomt. Selv om der endnu ikke er foretaget en direkte sammenligning mellem udvaskningen fra lysimetrene og kriterierne i Deponeringsbekendtgørelsen og Restproduktbekendtgørelsen, så kan sammenhængen mellem udvaskningen fra lysimetrene og kolonnetestene allerede nu give et fingerpeg om, hvordan udvaskningen under feltforhold vil ligge i forhold til kravene i bekendtgørelserne. For udvaskning af salte (illustreret ved udvaskningen af sulfat i figur 3), ses generelt en god overensstemmelse mellem udvaskningen fra lysimetrene og udvaskningen fra kolonnetestene. Det gælder for alle fire jorde. Det er ikke tilfældet for en lang række af metallerne. Her ses generelt en lavere koncentration af metaller i perkolatet fra lysimetrene sammenlignet med koncentrationen i perkolatet fra kolonnetestene (illustreret ved kobber i figur 4). Denne generelle trend peger i retning af, at kolonne-tests måske ikke repræsenterer udvaskning under feltforhold særlig godt.

Forskellene kan skyldes de tidligere nævnte forskelle mellem betingelserne under laboratorieforhold og feltforhold (herunder vandmættede forhold i laboratoriet (up-flow) – umættet strømning i lysimetrene, kortere udvaskningsforløb i laboratoriet – længere forløb i lysimetrene), som kan medføre forskelle i redox-forhold, pH, kontaktid og kontaktomfang mv. Det videre arbejde vil blandt andet omfatte forsøg på at kortlægge og forklare disse forskelle.

Hvis det var tilfældet for alle stoffer, at udvaskningen lå lavere fra lysimetrene end fra kolonnetestene, kunne det skyldes, at det ikke er al jorden i lysimetrene, der kommer i kontakt med det gennemstrømmende vand. Dette fænomen har kunnet ses meget tydeligt for de affaldsfraktioner, der bliver testet i lysimetrene. Her har en antagelse om, at det kun er 40-50 % af materialet, der reelt er i kontakt med det gennemstrømmende vand, ført til en rigtig god overensstemmelse mellem udvaskning fra lysimetre og udvaskning fra kolonneudvaskningstests for saltenes, og en bedre overensstemmelse for metallernes vedkommende.

For jord 3 er der en tendens til, at udvaskningen ligger lavere fra lysimetrene end fra kolonne-testene; både for metallerne og for saltene (figur 3 og 4). Det er derfor forsøgt antaget, at kun 40 % af jorden i lysimetret rent faktisk kommer i kontakt med det gennemstrømmende vand og deltager i udvaskningsprocessen. Dette er opnået ved at beregne L/S på grundlag af 40 % af tørvægten af den jord, som findes i lysimeteret. Et eksempel er vist nedenfor for nikkel (figur 5), hvor det ses, at denne reduktion får koncentrationerne af nikkel i perkolatet fra lysimeteret til at rykke ind på kurven for udvaskning fra kolonne-testen. Dette er gjort for alle salte og elementer, der er målt for, og der ses en forbedring i overensstemmelsen mellem de to typer af tests. Dog skal det nævnes, at der pt. kun er udtaget 2 prøver fra lysimeteret med jord 3.



Figur 5. Koncentration af nikkel (Ni) i perkolatet fra lysimetrene og kolonneudvaskningstestene (▲); vist som funktion af L/S for de fire jorde. I figuren til højre er L/S beregnet på grundlag af 40 % af tørvægten i lysimeteret.

Hvor stofkoncentrationerne i perkolatet generelt er sammenlignelige jordene imellem, til trods for forskellige totalconcentrationer i jordene, så varierer mængden af vand, der løber gennem lysimetrene betydeligt mellem disse (tabel 1). Perkolatproduktionen for lysimeter 7 og 9 er angivet for perioden juni 2009 til juni 2010. Det ses, at det er meget forskellige vandmængder, der passerer gennem de to lysimetre, hvilket til dels kan tilskrives, at det er to forskellige jorde, der ligger i lysimetrene. Perkolatproduktionen fra lysimetrene 5, 10, 11 og 13 er målt i perioden marts 08 til maj 09, og også her ses der forskelle mellem de to jorde til trods for, at jordenes tekstur minder meget om hinanden. Mere eller mindre tilfældige forskelle i pakningen af lysimetrene synes også at have nogen indflydelse på gennemstrømningen, hvilket understreges af, at der ses nogle forskelle indbyrdes mellem lysimeter 5 og 10 og lysimeter 10 og 13, selv om de indeholder samme jord.

Lysimetrene kan bruges til mange formål. I enkelte af lysimetrene (lysimeter 6 og 12) er det testet, hvordan vandbalancen påvirkes, hvis der plantes træer. Undersøgelserne, der inddrog jord 1 og jord 2 viste, at vandgennemstrømningen kunne reduceres med op til 50 % fra jord 1 og 33 % på jord 2. Det peger i retning af, at udvaskningen fra deponeringsanlæg samt genanvendelsesprojekter til en vis grad kan kontrolleres ved at beplante areaerne.

KONKLUSION OG PERSPEKTIVERING

Forsøgene viser generelt begrænset udvaskning af både organiske og uorganiske forureningskomponenter fra de undersøgte forurenede jorde.

Den sammenhørende undersøgelse af udvaskning fra jord ved brug af lysimetre og kolonneudvaskningstest gør det muligt, ved hjælp af en simpel "model", at sammenligne udvaskningen, der måles ved brug af udvaskningstests i laboratoriet med den udvaskning der måles under feltforhold. Det ses, at der generelt er god overensstemmelse mellem udvaskningen af salte fra lysimetrene og kolonnetestene, mens der for en række metaller er højere udvaskning fra kolonnetestene end fra lysimetrene. Årsagen hertil bør belyses nærmere og eventuelt tages i betragtning ved fremtidig fastsættelse af kriterier for deponering og genanvendelse af jord.

Lysimeterforsøgene viser også at der er stor forskel på mængden af vand, der passerer gennem jordene, også selv om der er tale om jorde, der er ens eller har teksturelle ligheder. Forsøgene har endvidere vist, at plantning af træer kan reducere nettoinfiltrationen af nedbør med op til 50 %.

LITTERATUR

- /1/ Miljøministeriet (2007): Bekendtgørelse nr. 1480 af 12. december 2007 om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder
- /2/ Hansen, J. B., Hjelmars, O. (2005): Udvaskeingstest – fremtidens procedure. ATV møde: Affaldsdeponier – nedlukning og fremtiden.
- /3/ Miljøministeriet (2009): Bekendtgørelse nr. 252 af 31. marts 2009 om deponeringsanlæg
- /4/ Hjelmars, O., Christiansen, O.V., Sørensen, M., Nejrup, J., Nedenskov, J., Jensen, J.K. (2010): Lysimeterudvaskeingsforsøg med jord og affald: Anlæg, opstart og affaldskaraktisering. Rapport til Kalvebod Miljøcenter og AV Miljø.
- /5/ Hjelmars, O., Jensen, J. K., Sørensen, M., Christiansen, O.V., Nejrup, J., Nedenskov, J. (2011): Lysimeterudvaskeingsforsøg med jord og affald. Resultater. Januar 2011. Rapport til Kalvebod Miljøcenter og AV Miljø.
- /6/ Jensen, J. K. (2010): Sustainable Remediation of Heavy Metal Polluted Soil. PhD-projekt. DSR-forlag.
- /7/ Vejledning i håndtering af forurenede jord på Sjælland. Juli 2001.
- /8/ Hansen, J.B., Oberender, A., Hjelmars, O., Asmussen, O., Klem, S. (2009): Håndtering af lettere forurenede jord – supplerende data for udvaskeing af organiske stoffer fra jord. Miljøstyrelsens Miljøprojekt nr. 1286.

